Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Caribou
Rangifer tarandus

Population de Terre-Neuve
Population de la Gaspésie-Atlantique
Population boréale

au Canada

Population de Terre-Neuve - PRÉOCCUPANTE
Population de la Gaspésie-Atlantique - EN VOIE DE DISPARITION
Population boréale - MENACÉE
2014

COSEPAC
Comité sur la situation
des espèces en péril
au Canada

COSEWIC
Committee on the Status
of Endangered Wildlife
in Canada

Les rapports de situation du COSEPAC sont des documents de travail servant à déterminer le statut des espèces sauvages que l'on croit en péril. On peut citer le présent rapport de la façon suivante :

COSEPAC. 2014. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le caribou (*Rangifer tarandus*), population de Terre-Neuve, population de la Gaspésie-Atlantique et population boréale, au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xxiv + 144 p. (www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default_f.cfm).

Rapport(s) précédent(s) :

COSEPAC. 2014. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le caribou (*Rangifer tarandus*), population des montagnes du Nord, population des montagnes du Centre et population des montagnes du Sud au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xxiii + 132 p. (www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default_f.cfm).

COSEPAC. 2002. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le caribou des bois (*Rangifer tarandus* caribou) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. xii + 112 p.

Thomas, D.C., et D.R. Gray. 2002. Rapport de situation du COSEPAC sur le caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) au Canada – Mise à jour, *in* Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) au Canada – Mise à jour, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. 1-111 p.

Kelsall, J.P. 1984. COSEWIC status report on the Woodland Caribou *Rangifer tarandus caribou* in Canada. Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada. Ottawa. 103 p.

Note de production :
Le COSEPAC remercie Serge Couturier, Liv S. Vors et Issac Hébert d'avoir rédigés le rapport de situation sur le caribou (*Rangifer tarandus*), population de Terre-Neuve, population de la Gaspésie-Atlantique et population boréale, au Canada, aux termes d'un marché conclu avec Environnement Canada. La supervision et la révision du rapport ont été assurées par Graham Forbes, coprésident du Sous-comité de spécialistes des mammifères terrestres du COSEPAC.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

Secrétariat du COSEPAC
a/s Service canadien de la faune
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Tél. : 819-938-4125
Téléc. : 819-938-3984
Courriel : COSEWIC/COSEPAC@ec.gc.ca
http://www.cosepac.gc.ca

Also available in English under the title COSEWIC Assessment and Status Report on the Caribou *Rangifer tarandus*, Newfoundland population, Atlantic-Gaspésie population and Boreal population, in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada.

Illustration/photo de la couverture :
Caribou — Photo du haut : caribou de Terre Neuve – Photo/illustration : Mahoney, S. P. Photo du centre : caribou de la Gaspésie Atlantique – Photo/illustration : Programme de rétablissement fédéral. Photo du bas : caribou boréal – Photo/illustration : Gilles Duchesne.

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2014.
N° de catalogue CW69-14/704-2015F-PDF
ISBN 978-0-660-21832-8

COSEPAC
Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – novembre 2014

Nom commun

Caribou - population de Terre-Neuve

Nom scientifique

Rangifer tarandus

Statut

Préoccupante

Justification de la désignation

Cette population a été évaluée la dernière fois en 2002 comme étant « non en péril » alors que la population comptait 85 000 individus. L'abondance de cette population a fluctué au cours des 100 dernières années et son nombre d'individus a maintenant diminué d'environ 60 % au cours des trois dernières générations de caribous. Le déclin a été causé par une nourriture limitée alors que la population connaissait une densité, une récolte et une prédation élevées. Différents indices semblent indiquer que la population connait une amélioration, mais on craint que le coyote de l'Est, lequel est récemment arrivé à Terre-Neuve, ne devienne un important prédateur et influence le recrutement de façon à ce que la population continue de diminuer.

Répartition

Terre-Neuve-et-Labrador

Historique du statut

La population de Terre-Neuve a été désignée « non en péril » en avril 1984. Réexamen et confirmation du statut en mai 2000 et en mai 2002. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « préoccupante » en novembre 2014.

Sommaire de l'évaluation – novembre 2014

Nom commun

Caribou - population de la Gaspésie-Atlantique

Nom scientifique

Rangifer tarandus

Statut

En voie de disparition

Justification de la désignation

Cette petite population isolée a chuté à moins de 120 adultes. Historiquement, ces caribous étaient beaucoup plus répandus, étant présents au Nouveau-Brunswick, en Nouvelle-Écosse et à l'Île-du-Prince-Édouard. Aujourd'hui, ils occupent principalement des habitats alpins sur des plateaux montagneux dans la région de la Gaspésie, au Québec. L'habitat a été modifié par l'exploitation des ressources, incluant la gestion forestière qui a rajeuni les forêts, et une densité accrue des prédateurs du caribou. La mortalité des adultes et le faible recrutement continu des petits en raison de la prédation par le coyote de l'Est et l'ours noir contribuent à un déclin continu. Les modèles de population prévoient que la population pourrait disparaître d'ici 2056.

Répartition

Québec

Historique du statut

La population de la Gaspésie-Atlantique a été désignée « menacée » en avril 1984. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « en voie de disparition » en mai 2000. Réexamen de la situation et confirmation du statut en mai 2002 et en novembre 2014.

Sommaire de l'évaluation – novembre 2014

Nom commun

Caribou - population boréale

Nom scientifique

Rangifer tarandus

Statut

Menacée

Justification de la désignation

Cette population est présente naturellement à de faibles densités dans des habitats de forêt boréale mature du Labrador au Yukon, avec de petites populations isolées dans la partie sud de l'aire de répartition, incluant le long de la côte du lac Supérieur et dans la région de Charlevoix au Québec. Au cours du dernier siècle, des sous-populations locales ont disparu; l'aire de répartition s'est contractée à partir du sud résultant ainsi en une perte pouvant atteindre jusqu'à 50 % de l'aire de répartition historique dans certaines régions. Malgré de considérables efforts de conservation, des déclins à l'échelle de l'aire de répartition se sont poursuivis depuis la dernière évaluation en 2002, particulièrement en Alberta, dans le nord-est de la Colombie-Britannique et au Labrador. Certaines populations demeurent peu suivies, particulièrement celles dans la partie nord de l'aire de répartition. Pour 37 des 51 sous-populations où des données sur les tendances sont disponibles, 81 % sont en déclin, tel qu'indiqué par des taux de croissance démographique négatifs. Certaines des sous-populations les plus intensivement gérées peuvent demeurer gravement en péril. Les déclins sont principalement dus à une prédation accrue et à la perte d'habitat, cette dernière découlant de la combinaison de perturbations anthropiques (extraction de ressources naturelles) et naturelles (incendies). La prolifération d'éléments linéaires dans les paysages tels que les routes et les lignes sismiques facilite la prédation par les loups, et la conversion de vieux peuplements matures de conifère en stades de succession plus jeunes favorise une augmentation d'autres proies telles que l'orignal et le cerf de Virginie. Les changements dans la partie nord de l'aire de répartition du cerf de Virginie, en passant par des changements du paysage, apportent également de nouveaux parasites dans des parties de l'aire de répartition de cette population. Dans certaines régions, la chasse excessive constitue une menace pour la conservation à long terme. Les menaces sont étroitement liées et agissent cumulativement pour exercer un impact sur cette population. Les augmentations de population semblent peu probables dans le tiers des sous-populations où les perturbations dépassent un seuil de viabilité. Un déclin >30 % de la population est prévu à court terme.

Répartition

Yukon, Territoires du Nord-Ouest, Colombie-Britannique, Alberta, Saskatchewan, Manitoba, Ontario, Québec, Terre-Neuve-et-Labrador

Historique du statut

La population boréale a été désignée « menacée » en mai 2000. Cette population nouvellement définie se compose d'une partie de la « population de l'Ouest » dont la désignation a été désactivée et de toute la « population Labrador-Ungava » dont la désignation a été désactivée. Réexamen et confirmation du statut en mai 2002 et en novembre 2014.

COSEPAC
Résumé

Caribou
Rangifer tarandus

Population de Terre-Neuve
Population de la Gaspésie-Atlantique
Population boréale

Description et importance de l'espèce sauvage

Le caribou (*Rangifer tarandus*) est un cervidé de taille moyenne. Il possède des pattes assez longues et de gros sabots, qui facilitent sa survie dans les environnements nordiques. Le caribou se trouve au centre de la culture, de la vie spirituelle et des modes de subsistance de nombreuses collectivités autochtones et non autochtones partout au Canada. Sa morphologie, son écologie et son comportement sont très variables au sein de l'aire de répartition circumpolaire. En 2011, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a reconnu 12 unités désignables (UD). Trois d'entre elles sont évaluées dans le présent rapport : la population de Terre-Neuve (PTN; UD 5); la population de la Gaspésie-Atlantique (PGA; UD 11) et la population boréale (PB; UD 6).

Répartition

Près de 14 sous-populations sont actuellement reconnues dans la PTN, et on peut encore trouver le caribou dans la majorité de l'aire de répartition historique. La PGA est la seule population de caribous vivant au sud du fleuve Saint-Laurent. On la trouve principalement sur les monts McGerrigle et Chic-Chocs, sur la péninsule gaspésienne, au Québec, et la plupart des individus vivent à l'intérieur des limites du parc national de la Gaspésie. Au cours des 150 dernières années, la PB a disparu de la moitié de l'aire de répartition historique. On la trouve actuellement du sud du Labrador à l'est du Yukon, généralement au sud de la limite septentrionale de la forêt boréale. L'aire de répartition se contracte vers le nord dans la plupart des provinces, ce qui a pour résultat l'isolement et la fragmentation des sous-populations dans certaines régions.

Habitat

Les caribous de la PTN vivent dans les forêts de conifères, la toundra, les zones arbustives et les complexes de milieux humides. La PGA utilise les milieux alpins des plateaux montagneux situés à plus de 700 m au-dessus du niveau de la mer ainsi que les forêts matures de sapins baumiers et d'épinettes des versants des montagnes. Les milieux alpins sont importants pour la PGA tout au long de l'année. La PB de caribous peut vivre dans de jeunes forêts et des peuplements de feuillus s'ils sont intégrés dans une forêt de conifères, mais elle utilise principalement les peuplements matures ou anciens d'épinettes noires et de pin gris, de même que les tourbières (tant ombrotrophes que minérotrophes). Les rivages et les îles des grands lacs offrent une protection géographique contre les prédateurs pendant la mise bas. Le comportement d'évitement de l'habitat de la PB sert principalement à réduire le plus possible les risques de prédation, qui peuvent être associés aux perturbations anthropiques et, dans une moindre mesure, à trouver de la nourriture. En général, plus les degrés de perturbation augmentent, plus les caribous privilégient les forêts de conifères à couvert fermé. Les perturbations anthropiques ont tendance à mener à la perte fonctionnelle de l'habitat résiduel.

Biologie

Les caribous mâles vivent habituellement moins de 10 ans, et les caribous femelles, moins de 15 ans. Les femelles âgées de 3 ans ou plus donnent naissance à un faon par an, soit un taux de reproduction global inférieur à celui d'autres d'espèces de cervidés d'Amérique du Nord. La durée d'une génération est estimée à 6 ans. Le succès reproducteur est étroitement lié à la disponibilité de la nourriture.

Taille et tendances des populations

Depuis le début du XX^{e} siècle au moins, la PTN connaît des fluctuations exceptionnelles. Après une estimation maximale de 100 000 individus dans les années 1900, la population a chuté d'environ 85 % pour s'établir à 10 000 à 15 000 individus entre 1925 et 1935. Elle a ensuite augmenté d'environ 84 % en 4 décennies, atteignant 94 000 individus au milieu des années 1990. En 2002, la PTN a chuté à 68 000 individus, puis a continué à baisser, pour atteindre 32 000 individus en 2013. La tendance sur 3 générations (18 ans; 1996-2013) est une baisse de 62 %. On pense que le déclin est attribuable à la faible disponibilité de la nourriture, laquelle a réduit la productivité et la survie des juvéniles, à la surchasse pendant la phase de déclin et peut-être à la prédation additive. Le déclin actuel semble faire partie des fluctuations naturelles de la population, et plusieurs indices de santé et de survie des faons relevés récemment donnent à penser que la population va augmenter.

La PGA fluctue mais, dans l'ensemble, le nombre d'animaux matures baisse depuis les années 1950. La première estimation de cette population réalisée dans les années 1950 faisait état de 700 à 1 500 individus (tous âges confondus). L'amélioration des méthodes de relevé a commencé en 1983. De 1983 à 2013, la population a chuté, d'une estimation de 274 (219 individus matures) en 1983 à 130 (112 individus matures) en 2013 (variation de -49 % chez les individus matures). Les fluctuations sont dues à des facteurs naturels et aux mesures de contrôle des prédateurs, qui améliorent la survie des juvéniles. Le plus haut niveau de la population consigné au cours des 30 dernières années était de 219 animaux matures (1983), et le plus bas, de 65 (2012). Le déclin sur 3 générations est de 25 %, mais il varie beaucoup en fonction de la période de 18 ans considérée.

Il est difficile de recenser les caribous de la PB parce qu'ils vivent en petits groupes, dans des zones étendues sous le couvert forestier. Aucune estimation de la population au fil du temps n'est disponible dans la plupart des régions. Selon l'évaluation de 2002 du COSEPAC, le nombre d'animaux était estimé à 33 000. Selon le programme de rétablissement national de 2012, il était de 34 000 (faons inclus). Toutefois, il s'agit là de valeurs brutes et, selon les relevés détaillés et les degrés de perturbation dans les aires de répartition distinctes, il y aurait des déclins dans la majeure partie du tiers sud de l'aire de répartition de l'UD ainsi que de la taille de la population. On a évalué 50 aires de répartition de la population en fonction de la probabilité de persistance associée aux degrés de perturbation d'origine humaine et naturelle. Quatorze aires de répartition (65 % de l'aire de répartition totale de l'UD, ou 59 % selon la réévaluation de l'Ontario) étaient « autosuffisantes » (c.-à-d. viables). On estime que 35 % de la superficie occupée par l'UD et 32 % de la population ne sont pas, ou probablement pas, autosuffisantes. La majorité (81 %) des 37 sous-populations qui font l'objet de données sur le taux de croissance fini (lambda) depuis 1996, ce qui représente plus de 90 % de l'aire de répartition de l'UD, sont dans le négatif (lambda moyen = 0,96). Un lambda moyen de 0,92 pour 11 sous-populations sur une période de 3 générations (18 ans) a produit un déclin de 57 % en Alberta. Un lambda moyen inférieur à 0,9 correspond à une baisse de 50 % sur 7 ans. On déduit un déclin continu de plus de 30 % de la PB. Les populations de caribous fluctuent au fil du temps, mais il est peu probable qu'elles augmentent dans les quelque 35 % de l'aire de répartition et au sein des 32 % de la population faisant l'objet de degrés de perturbation égaux ou inférieurs aux seuils de perturbation assurant la viabilité. L'évaluation des menaces laisse également croire que ces populations n'augmenteront pas.

Menaces et facteurs limitatifs

La persistance du caribou est principalement menacée par la perte d'habitat et la mortalité excessive, deux facteurs qui interagissent souvent puisque la prédation s'accroît en zones perturbées. Les perturbations anthropiques (p. ex. extraction et exploitation de ressources naturelles, aménagement de routes) et naturelles (p. ex. incendies de forêt, chablis) cumulatives sont associées au comportement d'évitement et à la baisse du recrutement en raison des taux de prédation accrus. Les activités de déboisement (p. ex. foresterie, exploitation pétrolière et gazière) font augmenter l'abondance d'autres proies (p. ex. orignal, cerf), ce qui peut entraîner une hausse des taux de mortalité du caribou. On estime que la prédation constitue une menace immédiate très importante pour le caribou

dans les régions développées fréquentées par la PB ainsi que dans l'ensemble de l'aire de répartition de la PGA et, dans une mesure inconnue, mais probablement moindre, dans l'aire de répartition de la PTN. Dans la plus grande partie de cette dernière, les perturbations semblent moins importantes, car les incendies sont rares, et les activités forestières ou minières, relativement minimales. Si l'on n'intervient pas, la majeure partie de la moitié sud de l'aire de répartition de la PB n'est pas autosuffisante, d'après les degrés de perturbation anthropique. Certaines parties du nord de l'aire de répartition de la PB située dans les Territoires du Nord-Ouest, en Ontario, au Québec et au Labrador sont perturbées par des incendies, mais sont relativement moins touchées par les perturbations anthropiques. Une vaste zone de l'aire de répartition se trouvant dans les Territoires du Nord-Ouest a brûlé en 2014, ce qui en a abaissé la qualité; elle doit faire l'objet d'une évaluation. On en sait un peu moins sur la PB en Saskatchewan et au Manitoba. Dans certaines régions, la surchasse menace la conservation à long terme. On pense que les taux de prédation accrus de la PGA sont liés à des perturbations anthropiques dans les zones adjacentes à l'aire de répartition de cette population. Les activités récréatives (p. ex. motoneige, randonnée, ski et construction de chalets) sont préoccupantes dans certaines parties de l'aire de répartition de chaque UD, particulièrement dans celle de la PGA, qui est petite et isolée. Des facteurs naturels, notamment les changements climatiques et les perturbations environnementales, peuvent avoir des répercussions sur l'habitat du caribou. La PTN, la PB et la PGA sont toutes associées, à diverses échelles, à des peuplements de conifères matures à anciens, qui sont touchés par des incendies. Or, les incendies se multiplieront vraisemblablement, en particulier dans l'aire de répartition de la PB. On connaît moins bien les effets des maladies, mais la propagation du ver des méninges dans certaines parties de l'aire de répartition de la PB ainsi que celle de plusieurs agents pathogènes dans les aires de répartition de la PB et de la PGA sont préoccupantes.

Selon l'évaluation des menaces, l'impact global des menaces est « élevé-moyen » pour la PTN, « très élevé-très élevé » pour la PGA et « très élevé-élevé » pour la PB.

Protection, statuts et classements

Le COSEPAC a évalué la PTN en 1984, 2000 et 2002 et l'a désignée « non en péril ». La PTN a été classée S4 en 2012 à l'échelle provinciale. Dans l'aire de répartition de cette population, le bois n'a qu'une valeur marginale dans de vastes zones qui, par conséquent, ne risquent pas d'être perturbées à court terme par l'activité industrielle. La PGA a été désignée « menacée » en 1984, puis inscrite dans la catégorie de risque plus élevé « en voie de disparition » en 2002. Au Québec, la PGA est menacée (remarque : il s'agit de la catégorie provinciale la plus élevée). NatureServe l'a désignée « gravement en péril » (N1). La majeure partie de l'aire de répartition de la PGA est située à l'intérieur des limites du parc national de la Gaspésie et des réserves fauniques de Matane et des Chic-Chocs. Le COSEPAC a évalué la PB pour la première fois en 2000. Il l'a alors désignée « menacée » aux termes de la LEP, et cette désignation a été confirmée en 2002. Au Québec, le caribou boréal est désigné « vulnérable » (statut pratiquement équivalent à la catégorie « espèce menacée » du COSEPAC) et, au Labrador, en Ontario, dans les Territoires du Nord-Ouest et au Manitoba, il est « menacé ». Il figure sur la liste rouge de la Colombie-Britannique, et est désigné « non en péril » au Yukon et en Saskatchewan. NatureServe lui a attribué la cote N4 (en 2011) à l'échelle nationale, et les cotes S1 à S4 à l'échelle provinciale. Des

plans d'aménagement forestier ont été modifiés pour aider le caribou dans certaines parties des trois UD, mais leur mise en œuvre varie et leur efficacité est inconnue à ce jour. On a recours au contrôle des prédateurs chaque année depuis 2001 dans l'aire de répartition de la PGA et dans certaines parties de l'aire de répartition de la PB. Dans l'aire de répartition de la PTN, la chasse à l'ours noir et au coyote est autorisée, mais on n'a pas recours au contrôle direct des prédateurs.

RÉSUMÉ TECHNIQUE – population de Terre-Neuve

Rangifer tarandus

Caribou – population de Terre-Neuve — Caribou – Newfoundland population

Répartition au Canada (province/territoire/océan) : Terre-Neuve-et-Labrador

Données démographiques

Durée d'une génération. À l'aide des paramètres des tables de survie, on a estimé la durée d'une génération à 6,2 ans dans le cas de la PTN. On l'a arrondie à 6 ans.	6 ans
Y a-t-il un déclin continu observé du nombre d'individus matures? On a observé un déclin annuel de 9 % de 2000 à 2006, et de 5 %, depuis 2007.	Oui
Pourcentage estimé de déclin continu du nombre total d'individus matures sur deux générations (12 ans, 2001-2013). Estimation de 68 880 caribous matures en 2001 et de 28 241 en 2013, à partir des taux de recrutement de faons.	58 %
Pourcentage estimé de réduction du nombre total d'individus matures au cours des 3 dernières générations (18 ans, 1995-2013). Estimation de 74 912 caribous matures en 1995 et de 28 241 en 2013.	62 %
Pourcentage prévu de réduction ou d'augmentation du nombre total d'individus matures au cours des trois prochaines générations (18 ans). Selon l'analyse de la viabilité des populations (AVP), si les conditions demeurent inchangées, la PTN connaîtra une réduction annuelle moyenne estimée à 5,1 % de 2011 à 2030. La réduction sera de 3,5 % si l'on met un terme à la chasse. Si le taux de survie des faons augmente pour atteindre 49 %, l'AVP prévoit une augmentation de la population de 2,9 % par an.	-5,1 % par an (*statu quo*) -3,5 % par an (chasse interdite) +2,9 % par an (augmentation de la survie des faons)
Pourcentage prévu d'augmentation du nombre total d'individus matures au cours de toute période de trois générations (18 ans) commençant dans le passé et se terminant dans le futur. Les déclins observés de 58 % au cours des 2 dernières générations pourraient s'améliorer ou s'aggraver au cours de la prochaine génération, selon les mesures de gestion (voir ci-dessus).	Inconnu
Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles et comprises et ont effectivement cessé? Les causes du déclin sont comprises et la possible prédation additive a probablement cessé. La cause immédiate est liée à la prédation des faons, et le facteur ultime pourrait être la densité-dépendance. Le déclin de la population a été exacerbé par une réduction tardive de la chasse. La population présente des signes de rétablissement par rapport aux répercussions de la densité-dépendance.	Probable

Y a-t-il des fluctuations extrêmes (c.-à-d. d'un facteur de plus de 10) du nombre d'individus matures? La population a connu un déclin au début du XX^{e} siècle et les densités sont restées faibles avant d'augmenter, passant de 16 589 à 68 880 individus de 1975 à 1993 (augmentation d'un facteur de 4,15), puis de chuter à 28 241 individus en 2013 (réduction d'un facteur de 2,44).	Non

Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence Le caribou est présent sur une grande partie de l'île.	112 000 km^2
Indice de zone d'occupation (IZO) (Fournissez toujours une valeur établie à partir d'une grille à carrés de 2 km de côté).	44 781 km^2
La population totale est-elle gravement fragmentée? Certaines sous-populations sont relativement isolées, mais la plupart d'entre elles sont géographiquement proches les unes des autres, et il existe des corridors de déplacement dans certaines parties de l'aire de répartition.	Non
Nombre de localités* Il existe près de 14 sous-populations (indigènes et relocalisées) sur l'île de Terre-Neuve. Des échanges sont possibles entre la plupart de ces sous-populations, mais aucune menace unique n'exerce des répercussions égales sur toutes les sous-populations.	> 14
Y a-t-il un déclin continu observé de la zone d'occurrence? La répartition du caribou a changé au fil du temps. De nombreuses sous-populations ont été introduites, entraînant l'augmentation artificielle de la zone d'occurrence.	Inconnu, mais probablement à échelle limitée
Y a-t-il un déclin continu observé de l'indice de zone d'occupation? Voir commentaires précédents.	Inconnu, mais probablement à échelle limitée
Y a-t-il un déclin continu observé du nombre de populations? Pas au cours de la dernière décennie.	Non
Y a-t-il un déclin continu observé du nombre de localités*?	Non

*Voir « Définitions et abréviations » sur le site Web du COSEPAC et UICN 2010 (en anglais seulement) pour obtenir des précisions sur ce terme.

Y a-t-il un déclin continu observé de l'étendue ou de la qualité de l'habitat? L'empreinte humaine dans l'aire de répartition de la PTN est relativement faible par rapport à celle observée dans les aires de répartition de la PB et de la PGA; l'exploitation forestière a diminué au cours des dernières années. Bon nombre de caribous ne dépendent pas des forêts matures susceptibles d'être coupées. Les répercussions de la prédation par le coyote ne sont pas visibles, mais sont préoccupantes.	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités*?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de zone d'occupation?	Non

Nombre d'individus matures dans chaque population

Population	**Nombre d'individus matures**
Total	Estimé à 28 241
On estime que la PTN comptait 31 980 caribous en 2013. La population mature est estimée à 28 241 individus selon les valeurs moyennes du taux de recrutement de faons de 2003 à 2011.	

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce à l'état sauvage est d'au moins 20 % sur 5 générations (30 ans). L'AVP indique la possibilité d'un déclin de 90 % en cas de faible recrutement, mais la probabilité de disparition d'ici 2030 était nulle dans les trois scénarios.	Non

Menaces (réelles ou imminentes, pour les populations ou leur habitat)

- Possible perte directe et fonctionnelle d'habitat attribuable aux perturbations liées aux activités d'extraction des ressources, mais l'absence de loups réduit vraisemblablement les répercussions des perturbations anthropiques. - Les taux de prédation élevés constituent une préoccupation si la population de coyotes augmente. Il se peut que des loups s'établissent, mais c'est peu probable.

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Situation des populations de l'extérieur. L'UD existe au Canada seulement.	s.o.
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	s.o.
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	s.o.
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	s.o.
La possibilité d'une immigration depuis des populations externes existe-t-elle?	s.o.

Nature délicate de l'information sur l'espèce

L'information concernant l'espèce est-elle de nature délicate?	Non

Historique du statut

La population de Terre-Neuve a été désignée « non en péril » en avril 1984. Réexamen et confirmation du statut en mai 2000 et en mai 2002. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « préoccupante » en novembre 2014.

Statut et justification de la désignation

Statut	**Code alphanumérique**
Espèce préoccupante	s.o.

Justification de la désignation

Cette population a été évaluée la dernière fois en 2002 comme étant « non en péril » alors que la population comptait 85 000 individus. L'abondance de cette population a fluctué au cours des 100 dernières années et son nombre d'individus a maintenant diminué d'environ 60 % au cours des trois dernières générations de caribous. Le déclin a été causé par une nourriture limitée alors que la population connaissait une densité, une récolte et une prédation élevées. Différents indices semblent indiquer que la population connait une amélioration, mais on craint que le coyote de l'Est, lequel est récemment arrivé à Terre-Neuve, ne devienne un important prédateur et influence le recrutement de façon à ce que la population continue de diminuer.

Applicabilité des critères

Critère A Sans objet. Les récents déclins sont peut-être liés à des fluctuations naturelles, ce qui ne respecte pas les lignes directrices de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN).
Critère B Sans objet. La zone d'occurrence, l'IZO et plusieurs localités dépassent les seuils du critère.
Critère C Sans objet. Le nombre d'animaux matures dépasse le seuil du critère.
Critère D Sans objet. La population dépasse le seuil du critère.
Critère E Sans objet. Une AVP a établi le déclin, mais pas la disparition. Le résultat dépend largement des taux de recrutement, qui peuvent changer en raison des mesures de gestion.

RÉSUMÉ TECHNIQUE – population de la Gaspésie-Atlantique

Rangifer tarandus

Caribou – population de la Gaspésie-Atlantique — Caribou – Atlantic-Gaspésie population

Répartition au Canada : Québec

Données démographiques

Durée d'une génération. Aucune donnée relative à l'âge n'est disponible en ce qui concerne la PGA. Par conséquent, on utilise la moyenne d'âge de la PTN.	6 ans
Y a-t-il un déclin continu observé du nombre total d'individus matures?	Oui
Pourcentage estimé de déclin continu du nombre total d'individus matures sur deux générations (12 ans; 2001-2013). La tendance sur 12 ans (2001-2013) est une augmentation de 13 %, mais la valeur varie au sein d'une population qui fluctue, selon la période de 12 ans considérée. On a donc établi une période moyenne de déclin de 12 ans à partir de 5 périodes de 12 ans comprises entre 1997 et 2013. Depuis 1983 (30 ans), on a observé un déclin de 49 %.	Moyenne de 10 % pour 5 périodes de 12 ans (intervalle de +1 à -47 %)
Pourcentage observé de réduction du nombre total d'individus matures au cours des trois dernières générations (18 ans; 1996-2013). La tendance sur 18 ans (1996-2013) est une réduction de 25 %, mais la valeur varie au sein d'une population qui fluctue, selon l'année considérée. On a donc établi une période moyenne de déclin de 12 ans à partir de 5 périodes de 18 ans comprises entre 1991 et 2013. Depuis 1983 (30 ans), on a observé un déclin de 49 %.	Moyenne de 11 % pour 5 périodes de 18 ans (intervalle de +15 à -34 %)
Pourcentage prévu de réduction du nombre total d'individus matures au cours des trois prochaines générations (18 ans; 2013-2031). Disparition possible dans 21 ans (2034) si la mortalité des faons demeure à des taux moyens.	Inconnu
Pourcentage observé et prévu de réduction du nombre total d'individus matures au cours de toute période de trois générations (18 ans) commençant dans le passé et se terminant dans le futur. Des mesures de gestion peuvent influer sur la survie des faons.	Inconnu
Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles et comprises et ont effectivement cessé? Déclin attribuable à la perte d'habitat et à la prédation, qui se sont atténuées grâce aux mesures de gestion, mais qui demeurent une menace.	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes (c.-à-d. d'un facteur de plus de 10) du nombre d'individus matures? La population fluctue entre 30 et 60 %.	Non

Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence	Environ 1 500 km^2
Indice de zone d'occupation (IZO) (Fournissez toujours une valeur établie à partir d'une grille à carrés de 2 km de côté).	< 1 000 km^2
La population totale est-elle gravement fragmentée? Depuis 1975, aucune preuve de déplacement des caribous marqués entre les trois sous-populations de la PGA n'a été apportée.	Probable
Nombre de localités* La PGA est composée de trois sous-populations confrontées à des impacts différents liés à la prédation, aux activités récréatives et à l'utilisation des terres adjacentes.	3
Y a-t-il un déclin continu observé de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il un déclin continu observé de l'indice de zone d'occupation?	Non
Y a-t-il un déclin continu observé du nombre de populations?	Non
Y a-t-il un déclin continu observé du nombre de localités*?	Non
Y a-t-il un déclin continu observé de l'étendue ou de la qualité de l'habitat? L'exploitation forestière et l'aménagement de routes dans la région ont facilité l'augmentation de la densité des proies du coyote et de l'ours noir, ce qui a entraîné une baisse du recrutement de faons. Les degrés de perturbation anthropique (75 %) sont toujours supérieurs au seuil de viabilité (35 %), mais une nouvelle réglementation sur les forêts ainsi que le contrôle des prédateurs devraient réduire les répercussions de ces derniers.	Oui
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités*?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de zone d'occupation?	Non

Nombre d'individus matures dans chaque population

Population	**Nombre d'individus matures**
Total La population de caribous matures était estimée à 65 individus en 2012 et à 112 en 2013.	112

*Voir « Définitions et abréviations » sur le site Web du COSEPAC et UICN 2010 (en anglais seulement) pour obtenir des précisions sur ce terme.

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce à l'état sauvage est d'au moins 20 % sur 5 générations (30 ans). Selon l'AVP, si le recrutement de faons demeure au niveau moyen observé de 2009 à 2011, la disparition prendra en moyenne 20,5 ans. Tous les modèles de simulation prévoient une disparition d'ici 2056.	Oui

Menaces (réelles ou imminentes pour les populations ou leur habitat)

La persistance de la PGA est principalement menacée par la perte d'habitat et la prédation par les coyotes et les ours noirs. Les modifications de l'habitat, principalement attribuables à l'exploitation forestière pratiquée à l'extérieur du parc, favorisent les prédateurs. Les parcs éoliens sont préoccupants.

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Situation des populations de l'extérieur. L'UD existe au Canada seulement.	s.o.
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	s.o.
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	s.o.
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	s.o.
La possibilité d'une immigration depuis des populations externes existe-t-elle?	s.o.

Nature délicate de l'information sur l'espèce

L'information concernant l'espèce est-elle de nature délicate?	Non

Historique du statut du COSEPAC

La population de la Gaspésie-Atlantique a été désignée « menacée » en avril 1984. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « en voie de disparition » en mai 2000. Réexamen et confirmation du statut en mai 2002 et en novembre 2014.

Statut et justification de la désignation

Statut : Espèce en voie de disparition	**Code alphanumérique** B1ab (iii,v); C2a (i); D1; E
Justification de la désignation Cette petite population isolée a chuté à moins de 120 adultes. Historiquement, ces caribous étaient beaucoup plus répandus, étant présents au Nouveau-Brunswick, en Nouvelle-Écosse et à l'Île-du-Prince-Édouard. Aujourd'hui, ils occupent principalement des habitats alpins sur des plateaux montagneux dans la région de la Gaspésie, au Québec. L'habitat a été modifié par l'exploitation des ressources, incluant la gestion forestière qui a rajeuni les forêts, et une densité accrue des prédateurs du caribou. La mortalité des adultes et le faible recrutement continu des petits en raison de la prédation par le coyote de l'Est et l'ours noir contribuent à un déclin continu. Les modèles de population prévoient que la population pourrait disparaître d'ici 2056.	

Applicabilité des critères

Critère A Sans objet. Malgré un déclin de 49 % sur une période de 30 ans, le déclin moyen sur 3 générations (11 %) est supérieur au seuil du critère.
Critère B Correspond au critère de la catégorie « espèce en voie de disparition », B1ab(iii,v), car la zone d'occurrence (1 500 km^2) est inférieure au seuil des espèces en voie de disparition (5 000 km^2) et la population est présente dans moins de 5 localités, dans lesquelles un déclin de l'habitat est prévu et le nombre d'individus matures est en déclin.
Critère C Correspond au critère de la catégorie « espèce en voie de disparition », C2a(i), car la population totale (112) est inférieure au seuil des espèces en voie de disparition (250) et la population est en déclin.
Critère D Correspond au critère de la catégorie « espèce en voie de disparition », D1, car la population totale (112) est inférieure au seuil des espèces en voie de disparition (250 individus matures).
Critère E L'AVP a indiqué une forte probabilité de disparition d'ici 2056, selon la portée des activités de gestion (p. ex. contrôle des prédateurs) qui influent sur le recrutement.

RÉSUMÉ TECHNIQUE – population boréale

Rangifer tarandus

Caribou – population boréale | Caribou – Boreal population

Répartition au Canada (province/territoire/océan) : Terre-Neuve-et-Labrador, Québec, Ontario, Manitoba, Saskatchewan, Alberta, Colombie-Britannique et Territoires du Nord-Ouest (jusque dans une petite partie du Yukon)

Données démographiques

Durée d'une génération. Aucune donnée relative à l'âge n'est disponible en ce qui concerne la PB. Par conséquent, on utilise la moyenne d'âge de la PTN.	6 ans
Y a-t-il un déclin continu observé ou inféré du nombre total d'individus matures? On ne connaît pas assez bien la taille de la population antérieure dans la plus grande portion de l'aire de répartition totale, mais on a relevé des déclins dans certaines parties. Le déclin inféré est fondé sur la perturbation et la probabilité de déclin. Sur 50 aires de répartition du caribou boréal évaluées dans le cadre du programme de rétablissement fédéral, 35 % de l'aire de répartition de la PB et 32 % de la population n'étaient pas, ou probablement pas, autosuffisantes. On connaît les taux de croissance de 37 sous-populations, qui couvrent plus de 90 % de l'aire de répartition; 81 % d'entre elles affichaient un taux de croissance fini négatif.	Oui
Pourcentage estimé de déclin continu du nombre total d'individus matures sur deux générations (12 ans, 20010-2013). Voir ci-dessus.	Inconnu; en déclin dans un tiers de l'aire de répartition
Pourcentage estimé et présumé de réduction du nombre total d'individus matures au cours des trois dernières générations (18 ans, 1995-2013). Voir ci-dessus.	Inconnu; en déclin dans un tiers de l'aire de répartition
Pourcentage présumé de réduction du nombre total d'individus matures au cours des trois prochaines générations (18 ans). Compte tenu des valeurs négatives de lambda dans la plupart des sous-populations, de même que de la non-autosuffisance des aires de répartition locales dans un tiers de l'aire de répartition et de la population, on prévoit un déclin de la population de plus de 30 %. (Remarque : un lambda moyen inférieur à 0,90 correspond à une baisse de 50 % sur 7 ans.) Étant donné les tendances actuelles relatives à l'habitat et les trajectoires des populations, on prévoit des déclins continus.	> 30 %

Pourcentage [observé, estimé, inféré ou soupçonné] de [réduction ou d'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours de toute période de trois générations (18 ans) commençant dans le passé et se terminant dans le futur. Les déclins observés, les déclins attendus associés aux valeurs négatives de lambda de 81 % de 37 sous-populations, et le fait que la majeure partie des aires de répartition n'est pas, ou probablement pas, autosuffisante, donnent à penser que les déclins survenus ces dernières années se poursuivront.	> 30 %
Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles et comprises et ont effectivement cessé? La plupart des causes du déclin de la population sont comprises, mais n'ont pas cessé. La plupart des aires de répartition subissent des pertes d'habitat et des perturbations. Des mesures de gestion, notamment le contrôle des prédateurs et des autres proies, et des lignes directrices en matière de gestion des ressources, ont été mises en œuvre à diverses échelles, mais leur capacité à renverser le déclin n'a pas encore été confirmée.	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures? Bien qu'aucune fluctuation extrême du nombre de caribous n'ait eu lieu à l'échelle de l'aire de répartition canadienne, certaines aires ont subi des déclins très importants dans certaines provinces.	Non

Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence	3 millions de km^2
Indice de zone d'occupation (IZO) (Fournissez toujours une valeur établie à partir d'une grille à carrés de 2 km de côté). Source : Programme de rétablissement fédéral.	2,45 millions de km^2
La population totale est-elle gravement fragmentée? Les sous-populations de caribous sont isolées et très fragmentées en Colombie-Britannique et en Alberta. Dans les Territoires du Nord-Ouest, et du Manitoba au Labrador, la majeure partie de la PB est dispersée sur une aire de répartition continue. Certaines populations isolées sont présentes au sud de l'aire de répartition continue au Manitoba, en Ontario et au Québec.	Non
Nombre de localités* Le programme de rétablissement fédéral a établi 51 aires de répartition du caribou boréal au Canada. Chaque aire de répartition est soumise à des menaces différentes.	Élevé

*Voir « Définitions et abréviations » sur le site Web du COSEPAC et IUCN 2010 (en anglais seulement) pour obtenir des précisions sur ce terme.

Y a-t-il un déclin continu observé de la zone d'occurrence? Une contraction de l'aire de répartition de l'espèce vers le nord et une fragmentation des aires de répartition locales ont été décrites dans la plupart des provinces au cours du dernier siècle, et se poursuivent (p. ex. au Manitoba). La tendance au recul vers le nord de la limite sud de l'aire de répartition de la PB est un processus lent (p. ex. 34 km par décennie en Ontario). Les décalages de l'ordre de décennies entre la perturbation et la perte d'aires de répartition rendent difficile l'établissement de la limite dans certaines parties du Canada.	Oui
Y a-t-il un déclin continu observé de l'indice de zone d'occupation? Voir ci-dessus.	Oui
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de populations? La disparition d'une sous-population (lacs Swan-Pelican) a été récemment confirmée au Manitoba.	Oui
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de localités*? Voir ci-dessus.	Probable
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de [la superficie, l'étendue ou la qualité] de l'habitat? Les modifications de l'habitat attribuables aux perturbations anthropiques et naturelles ont entraîné une perte directe et indirecte d'habitat dans l'ensemble du Canada.	Oui
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités*?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de zone d'occupation? La réduction des aires de répartition a été constante. Les zones dans lesquelles l'espèce a disparu n'ont pas été repeuplées.	Non

Nombre d'individus matures dans chaque population

Population	**Nombre d'individus matures**
Total L'estimation du nombre d'animaux matures tient compte d'un nombre inconnu de faons, car certaines compétences responsables, mais pas toutes, incluent les faons dans leurs estimations, et la définition de « faon » varie en fonction des études. Source : Environment Canada (2012).	Inconnu; entre 33 000 et 34 000 (nombre inconnu de faons pris en compte)

*Voir « Définitions et abréviations » sur le site Web du COSEPAC et IUCN 2010 (en anglais seulement) pour obtenir des précisions sur ce terme.

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce à l'état sauvage est d'au moins 20 % sur 5 générations (30 ans).	Non effectuée

Menaces (réelles ou imminentes pour les populations ou leur habitat)

La plupart des perturbations de l'habitat dans les aires de répartition de la PB mènent à la disparition de forêts matures de conifères et à la création de jeunes peuplements de forêts mixtes. Ce paysage nouveau favorise l'accroissement des populations d'autres cervidés (orignal et cerf de Virginie), ce qui facilite l'augmentation des populations de prédateurs, comme le loup et l'ours noir. Les menaces sont étroitement liées et agissent de façon cumulative; elles ont une incidence directe ou indirecte sur la PB. Le caribou évite les zones touchées par les perturbations anthropiques, comme les routes, les structures linéaires, les secteurs bruyants et défrichés. Une augmentation des incendies entraînera une perte d'habitat. Certaines sous-populations locales sont en péril en raison de la surchasse, des agents pathogènes et des changements climatiques.

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Situation des populations de l'extérieur. L'UD existe au Canada seulement.	s.o.
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	s.o.
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	s.o.
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	s.o.
La possibilité d'une immigration depuis des populations externes existe-t-elle?	s.o.

Nature délicate de l'information sur l'espèce

L'information concernant l'espèce est-elle de nature délicate?	Non

Historique du statut

La population boréale a été désignée « menacée » en mai 2000. Cette population nouvellement définie se compose d'une partie de la « population de l'Ouest » dont la désignation a été désactivée et de toute la « population Labrador-Ungava » dont la désignation a été désactivée. Réexamen et confirmation du statut en mai 2002 et en novembre 2014.

Statut et justification de la désignation

Statut : Espèce menacée	**Code alphanumérique** A3bc + 4abc

Justification de la désignation Cette population est présente naturellement à de faibles densités dans des habitats de forêt boréale mature du Labrador au Yukon, avec de petites populations isolées dans la partie sud de l'aire de répartition, incluant le long de la côte du lac Supérieur et dans la région de Charlevoix au Québec. Au cours du dernier siècle, des sous-populations locales ont disparu; l'aire de répartition s'est contractée à partir du sud résultant ainsi en une perte pouvant atteindre jusqu'à 50 % de l'aire de répartition historique dans certaines régions. Malgré de considérables efforts de conservation, des déclins à l'échelle de l'aire de répartition se sont poursuivis depuis la dernière évaluation en 2002, particulièrement en Alberta, dans le nord-est de la Colombie-Britannique et au Labrador. Certaines populations demeurent peu suivies, particulièrement celles dans la partie nord de l'aire de répartition. Pour 37 des 51 sous-populations où des données sur les tendances sont disponibles, 81 % sont en déclin, tel qu'indiqué par des taux de croissance démographique négatifs. Certaines des sous-populations les plus intensivement gérées peuvent demeurer gravement en péril. Les déclins sont principalement dus à une prédation accrue et à la perte d'habitat, cette dernière découlant de la combinaison de perturbations anthropiques (extraction de ressources naturelles) et naturelles (incendies). La prolifération d'éléments linéaires dans les paysages tels que les routes et les lignes sismiques facilite la prédation par les loups, et la conversion de vieux peuplements matures de conifère en stades de succession plus jeunes favorise une augmentation d'autres proies telles que l'orignal et le cerf de Virginie. Les changements dans la partie nord de l'aire de répartition du cerf de Virginie, en passant par des changements du paysage, apportent également de nouveaux parasites dans des parties de l'aire de répartition de cette population. Dans certaines régions, la chasse excessive constitue une menace pour la conservation à long terme. Les menaces sont étroitement liées et agissent cumulativement pour exercer un impact sur cette population. Les augmentations de population semblent peu probables dans le tiers des sous-populations où les perturbations dépassent un seuil de viabilité. Un déclin >30 % de la population est prévu à court terme.

Applicabilité des critères

Critère A Critère A1 : sans objet; les menaces n'ont pas cessé. Critère A2 : sans objet; on dispose de très peu d'information sur l'effectif antérieur de la population, et les déclins inférés à partir des taux de croissance négatifs datent principalement des 10 dernières années, et non des 18 dernières années. Correspond au critère de la catégorie « espèce menacée », A3bc, parce que l'on prévoit une baisse de la population de plus de 30 % au cours des18 prochaines années en fonction des preuves selon lesquelles la majeure partie de l'aire de répartition affiche des taux de croissance négatifs et qu'aucune augmentation de la population ne devrait se produire dans environ 35 % des aires de répartition dans lesquelles les degrés de perturbation sont égaux ou inférieurs au seuil d'autosuffisance. Correspond au critère de la catégorie « espèce menacée », A4abc, pour les mêmes raisons que ci-dessus et pour les raisons additionnelles suivantes : on a observé des déclins directs de sous-populations en Colombie-Britannique, en Alberta et au Labrador ces 10 dernières années, et l'on s'attend à ce qu'ils se poursuivent en raison des taux de croissance négatifs et de la superficie des aires de répartition inférieure ou égale au seuil d'autosuffisance.
Critère B Sans objet; l'aire de répartition est supérieure à 20 000 km^2.
Critère C Sans objet; la population compte plus de 10 000 individus matures.
Critère D (très faible population totale ou répartition restreinte) Sans objet; la population compte plus de 1 000 individus matures, dans plus de 5 localités.
Critère E Sans objet; l'analyse de la viabilité des populations de la majorité de l'UD n'a pas été réalisée.

PRÉFACE

En 2002, le COSEPAC a établi six « populations importantes à l'échelle nationale » de caribou des bois forestier, qu'il a répertoriées aux termes de la LEP comme suit : population des montagnes du Nord (préoccupante), population des montagnes du Sud (menacée), population boréale (menacée), population toundrique (non évaluée), population de la Gaspésie-Atlantique (en voie de disparition) et population de l'île de Terre-Neuve (non en péril) (COSEWIC, 2002). En 2011, le COSEPAC a adopté une structure d'unités désignables pour l'ensemble des caribous du Canada (COSEWIC, 2011). Le présent rapport porte sur la population boréale (UD 6), la population de la Gaspésie-Atlantique (UD 11) et la population de l'île de Terre-Neuve (UD 5).

Depuis la dernière évaluation, de nombreuses recherches ont été réalisées relativement aux trois UD, pour la plupart en appui aux activités de rétablissement à l'échelle provinciale et nationale. Les renseignements concernant les trois UD sont présentés ensemble, sauf quand ils sont propres à une UD ou qu'ils concernent un sujet plus important aux fins d'évaluation. L'information disponible n'est pas identique d'une UD à l'autre ou au sein de chaque UD, et certaines parties du rapport sont plus détaillées que d'autres.

HISTORIQUE DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a été créé en 1977, à la suite d'une recommandation faite en 1976 lors de la Conférence fédérale-provinciale sur la faune. Le Comité a été créé pour satisfaire au besoin d'une classification nationale des espèces sauvages en péril qui soit unique et officielle et qui repose sur un fondement scientifique solide. En 1978, le COSEPAC (alors appelé Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) promulguée le 5 juin 2003, le COSEPAC est un comité consultatif qui doit faire en sorte que les espèces continuent d'être évaluées selon un processus scientifique rigoureux et indépendant.

MANDAT DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue la situation, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés ou d'autres unités désignables qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées aux espèces indigènes comprises dans les groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, arthropodes, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est composé de membres de chacun des organismes responsables des espèces sauvages des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (le Service canadien de la faune, l'Agence Parcs Canada, le ministère des Pêches et des Océans et le Partenariat fédéral d'information sur la biodiversité, lequel est présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres scientifiques non gouvernementaux et des coprésidents des sous-comités de spécialistes des espèces et du sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit au moins une fois par année pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

DÉFINITIONS
(2014)

Espèce sauvage	Espèce, sous-espèce, variété ou population géographiquement ou génétiquement distincte d'animal, de plante ou d'un autre organisme d'origine sauvage (sauf une bactérie ou un virus) qui est soit indigène du Canada ou qui s'est propagée au Canada sans intervention humaine et y est présente depuis au moins cinquante ans.
Disparue (D)	Espèce sauvage qui n'existe plus.
Disparue du pays (DP)	Espèce sauvage qui n'existe plus à l'état sauvage au Canada, mais qui est présente ailleurs.
En voie de disparition (VD)*	Espèce sauvage exposée à une disparition de la planète ou à une disparition du pays imminente.
Menacée (M)	Espèce sauvage susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitants ne sont pas renversés.
Préoccupante (P)**	Espèce sauvage qui peut devenir une espèce menacée ou en voie de disparition en raison de l'effet cumulatif de ses caractéristiques biologiques et des menaces reconnues qui pèsent sur elle.
Non en péril (NEP)***	Espèce sauvage qui a été évaluée et jugée comme ne risquant pas de disparaître étant donné les circonstances actuelles.
Données insuffisantes (DI)****	Une catégorie qui s'applique lorsque l'information disponible est insuffisante (a) pour déterminer l'admissibilité d'une espèce à l'évaluation ou (b) pour permettre une évaluation du risque de disparition de l'espèce.

* Appelée « espèce disparue du Canada » jusqu'en 2003.

** Appelée « espèce en danger de disparition » jusqu'en 2000.

*** Appelée « espèce rare » jusqu'en 1990, puis « espèce vulnérable » de 1990 à 1999.

**** Autrefois « aucune catégorie » ou « aucune désignation nécessaire ».

***** Catégorie « DSIDD » (données insuffisantes pour donner une désignation) jusqu'en 1994, puis « indéterminé » de 1994 à 1999. Définition de la catégorie (DI) révisée en 2006.

Environnement Canada | Environment Canada
Service canadien de la faune | Canadian Wildlife Service
Canada

Le Service canadien de la faune d'Environnement Canada assure un appui administratif et financier complet au Secrétariat du COSEPAC.

Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Caribou
Rangifer tarandus

Population de Terre-Neuve
Population de la Gaspésie-Atlantique
Population boréale

au Canada

2014

TABLE DES MATIÈRES

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE 6
Nom et classification 6
Description morphologique 6
Structure spatiale et variabilité des populations 7
Unités désignables 9
Importance de l'espèce 9
RÉPARTITION 10
Aire de répartition mondiale 10
Aire de répartition canadienne 10
Zone d'occurrence et zone d'occupation 15
Activités de recherche 15
HABITAT 18
Besoins en matière d'habitat 18
Évitement de l'habitat 19
Utilisation de l'habitat 22
Tendances en matière d'habitat 25
BIOLOGIE 32
Cycle vital et reproduction 32
Physiologie et adaptabilité 34
Déplacements et dispersion 34
Relations interspécifiques 37
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS 39
Activités et méthodes d'échantillonnage 39
Abondance 42
Survie et recrutement 46
Fluctuations et tendances 54
Immigration de source externe 65
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS 65
Population boréale 65
Population de la Gaspésie-Atlantique 79
Population de Terre-Neuve 84
Nombre de localités 89
PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS 89
Statuts et protection juridiques 89
Statuts et classements non juridiques 91

Protection et propriété de l'habitat 91
REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS 97
Liste des experts contactés 97
SOURCES D'INFORMATION 100
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTEURS DU RAPPORT 127
COLLECTIONS EXAMINÉES 127

Liste des figures

Figure 1. Répartition de 36 sous-populations de caribous sur l'île de Terre-Neuve pendant les années 1990. Les principales sous-populations de caribous (naturellement présentes) sont indiquées en noir, et les sous-populations relocalisées, en violet. En 2013, près de 14 sous-populations sont présentes. Source : NLDEC, données inédites. 11

Figure 2. Parc national de la Gaspésie et répartition des trois sous-populations de caribous de l'unité désignable de la Gaspésie-Atlantique. Source : Mosnier *et al.*, 2003. 13

Figure 3. Emplacement des perturbations anthropiques (p. ex. exploitation forestière, exploitation minière et aménagement de routes, avec zones tampons de 500 m) et naturelles (p. ex. incendies, chablis) dans l'unité désignable de la population boréale restante, en date de 2010. Source : Lee, 2012. 29

Figure 4. Survie des faons de la population de Terre-Neuve pendant les six premiers mois, de 1979 à 2012 (IC à 95 %). Selon les prévisions, la taille de la population augmente si le taux de survie dépasse 45 %. La courbe pleine indique la taille relative de la population. Source : Lewis et Mahoney, 2014. 49

Figure 5. Effectif des faons (nombre de faons/100 femelles adultes) consigné à l'automne à Terre-Neuve, de 1966 à 2011. Un rapport de plus de 25 à 29 faons/100 femelles est associé à une population stable. La courbe pleine de lissage loess illustre la tendance. La ligne pointillée verticale indique l'abondance maximale de la population. Source : Weir *et al.*, 2014. 50

Figure 6. Proportion de faons (%) dans les relevés du caribou de la Gaspésie-Atlantique réalisés à l'automne de 1983 à 2013. La ligne tiretée horizontale représente l'objectif de 17 % établi dans le plan de rétablissement qu'il faut atteindre pour assurer la stabiltié de la population. Des programmes de contrôle des prédateurs ont été mis en place entre 1990 et 1996, et depuis 2001. Source : M.-H. St-Laurent, adapté de Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec, données inédites. 53

Figure 7. Variations de l'effectifs de la population de caribous de Terre-Neuve et du taux de capture de la chase de 1966 à 2011. Source : Weir *et al.*, 2014. 55

Figure 8. Simulation de la population de caribous de Terre-Neuve à l'aide de l'analyse de viabilité des populations : 1) maintien des faibles taux de survie actuels des faons; 2) élimination de la chasse; 3) amélioration des taux de survie des faons. Source : Randell *et al.*, 2012. 57

Figure 9. Estimations automnales de l'effectif (avec application d'un facteur de correction de 0,70 pour tenir compte des biais dus à la visibilité) de la population de la Gaspésie-Atlantique, tous âges confondus, de 1983 à 2013. Source : M.-H. St-Laurent, adapté de Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec, données inédites)..... 58

Figure 10. Lien entre le degré de perturbation et la probabilité d'autosuffisance d'une population de caribous dans l'unité désignable de la population boréale. Probabilité d'observer une croissance stable ou positive ($\lambda \geq 1$ = stable) des populations locales du caribou boréal sur une période de 20 ans, à divers degrés de perturbation totale dans les aires de répartition (incendies ≤ 40 ans + perturbations anthropiques avec zone tampon de 500 m). Le degré de certitude du résultat, les risques écologiques et les scénarios de gestion sont représentés sur un continuum de conditions. Source : Environnement Canada, 2011..... 64

Figure 11. Exemple de la portée des perturbations dans l'aire de répartition du caribou boréal. La carte représente le couvert forestier âgé de moins de 36 ans de l'aire de répartition ontarienne continue du caribou boréal, à la suite de perturbations naturelles (incendies, chablis) et anthropiques (extraction des ressources, aménagement de routes). Les lieux de perturbation anthropique comprennent une zone tampon de 500 m. Lorsque, dans un lieu, des perturbations anthropiques chevauchent des perturbations naturelles, celui-ci est considéré comme un lieu de perturbation anthropique. Source : Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, 2014. 67

Figure 12. Emplacement de la limite septentrionale de la foresterie industrielle au Québec et paysages forestiers restants dans de gros blocs de plus de 500 km^2 (en vert), en 2009. Source : Greenpeace, 2010. 69

Figure 13. Emplacement des concessions minières, des aires protégées et des caribous au Canada, en 2008. Source : BorealCanada, 2008. 72

Figure 14. Portée de la perturbation anthropique au sein de l'unité désignable de la population de la Gaspésie-Atlantique, en fonction de la méthodologie utilisée dans Environment Canada, 2012. Source : St-Laurent, données inédites. 80

Figure 15. Empreinte humaine à Terre-Neuve. Source : Newfoundland and Labrador Government, données inédites, 2013. 85

Liste des tableaux

Tableau 1. Estimations de l'effectif de l'unité désignable de la population boréale au sein de son aire de répartition dans sept provinces et un territoire canadien. Les lacunes dans les données sont indiquées (résumées à partir de Environnement Canada, 2012, annexes F, G)..... 42

Tableau 2. Estimation de l'effectif et taille des aires de répartition des populations locales définies dans le programme de rétablissement fédéral du caribou boréal. Les populations locales sont désignées « autosuffisantes », « non autosuffisantes » et « statut incertain », d'après leur viabilité. Le champ « Nom de l'aire de répartition » donne le nom de l'aire de répartition de la population locale. Le champ « Code d'identification de l'aire de répartition » renvoie aux abréviations provinciales (source : Environment Canada, 2012). 43

Tableau 3. Valeurs des taux survie et de recrutement de faons dans les unités désignables de la population de Terre-Neuve (PTN) et la population boréale (PB) au Canada 46

Tableau 4. Taux de survie annuels des caribous femelles adultes dans diverses sous-populations de l'ensemble du Canada 51

Tableau 5. Taux fini de variation démographique dans l'unité désignable de la population boréale, présentés par sous-population ou compétence responsable. Valeurs moyennes de lambda fournies pour la meilleure période disponible de 3 générations (18 ans). Un lambda inférieur à 1 signifie que la population est en déclin. 60

Tableau 6. Désignations actuelles des caribous des trois unités désignables au Canada à l'échelle fédérale et provinciale. 90

Liste des annexes

Annexe 1. Calculateur des menaces pour le caribou – population boréale 128

Annexe 2. Calculateur des menaces pour le caribou – population de la Gaspésie-Atlantique 135

Annexe 3. Calculateur des menaces pour le caribou – population de Terre-Neuve . 139

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE

Nom et classification

Classe : Mammifères

Ordre : Artiodactyles

Famille : Cervidés

Nom scientifique : *Rangifer tarandut* (Linnaeus 1758)

Noms communs : caribou (français et anglais); Qalipu/Xalibu (micmac); Minunasawa atikw (innu); Ahtik/Atik (cri); Tǫdzi (tłı̨chǫ); T'onzi/Tohzi (langue des Esclaves du nord); Vadzaih (gwich'in); Ch'atthaii (langue des Gwitchin Vuntut) (voir COSEWIC, 2012, pour les appellations autochtones).

Le caribou est indissociable de bon nombre de sociétés autochtones, et l'espèce possède des noms dans de nombreuses langues. Le Comité sur la situation des espèces en péril (COSEPAC) a présenté en 2012 (COSEWIC, 2012) une liste exhaustive des appellations du caribou autorisées à l'issue des exercices de collecte des connaissances traditionnelles autochtones (CTA). Le terme « renne » est couramment utilisé en Eurasie. Les rennes ont été introduits dans certaines régions de l'Alaska et de Terre-Neuve. Malgré des différences physiques, comme la taille et la couleur, les caribous et les rennes appartiennent à la même espèce et sont capables de se reproduire entre eux et de produire une progéniture féconde.

La terminologie relative à l'écologie du caribou est complexe et prête à confusion, car on utilise de façon interchangeable des termes similaires (p. ex. caribou des bois, caribou boréal et caribou forestier) pour décrire des écotypes et des sous-espèces. Le présent rapport respecte la structure des unités désignables (UD) présentée dans le rapport du COSEPAC de 2011 (COSEWIC, 2011). La population boréale (PB) désigne le « caribou boréal » (Environment Canada, 2012), ou le caribou relativement non migrateur (« écotype sédentaire »), présent dans des régions principalement forestières (COSEWIC, 2011). Dans chaque UD, le terme « caribou » fait référence à l'information recueillie au sein de ladite UD, sauf indication contraire. Par conséquent, pour l'UD de la PB, le terme « caribou » désigne le caribou boréal, ou caribou des bois (*sensu*, Banfield, 1961), sauf indication contraire. Au sein de l'UD de la PB, les règlements s'appliquent souvent au « caribou boréal »; c'est pourquoi ce dernier terme est employé dans les passages portant sur les règlements.

Description morphologique

La morphologie, l'écologie et le comportement du caribou sont très variables au sein de l'aire de répartition (Geist, 1998). Il s'agit d'un cervidé de taille moyenne, aux pattes relativement longues, aux sabots larges en forme de croissant et au museau aux grands

naseaux. Les poils qui couvrent les sabots et le museau constituent une adaptation au froid. Les sabots sont l'une des adaptations les plus évidentes à l'environnement : ils sont très grands, souvent plus larges que longs. Le caribou est ainsi bien adapté pour se déplacer dans la neige molle et profonde, pour creuser la croûte de neige et s'alimenter en hiver, et pour traverser de grandes étendues d'eau troubles. Le caribou est le meilleur nageur de tous les cervidés (Kelsall, 1968; COSEWIC, 2012). Un aîné de la Première Nation Pikangikum a observé que :

> *Lorsqu'ils traversent la glace [...] ils sont capables de sortir de l'eau grâce à la structure de leurs sabots [...] Si la glace est recouverte de neige, le caribou peut courir [...] Il ne glissera pas. Il peut même galoper [...]* » (traduction de O'Flaherty *et al.*, 2007)

La couleur du poil varie en fonction des saisons et des UD. La fourrure des caribous de la population de Terre-Neuve (PTN) est pâle. Les mâles ont une longue crinière blanche autour du cou (voir la page couverture), mais leurs bois sont semblables à ceux de l'écotype sédentaire (Geist, 1998). Pendant l'hiver, les caribous de la population de la Gaspésie-Atlantique (PGA) sont gris pâle ou presque blancs. En été, leur fourrure prend une teinte brun foncé. Pendant la période de rut, le corps des mâles est brun; leur crinière est très longue et beige, et leur visage est brun (voir la page couverture). Les caribous de la PB sont généralement brun-gris le long du dos, sur les flancs et les pattes, et les parties inférieures et la croupe sont blanches ou de couleur pâle. Les femelles du genre *Rangifer* sont les seules de la famille des Cervidés à porter habituellement des bois, bien que ces derniers soient plus petits que ceux des mâles. Les bois sont d'apparence très variable selon l'écotype, le sexe, l'âge et la saison de reproduction. Leur masse et leur taille sont également sensibles aux conditions environnementales et nutritionnelles changeantes (Bergerud *et al.*, 2008).

Structure spatiale et variabilité des populations

Les fluctuations de l'aire de répartition en fonction du climat survenues pendant le Pléistocène ont modifié la répartition des *Rangifer* après la dernière glaciation (p. ex. Grayson et Delpeche, 2005; Sommer *et al.*. 2011). Selon une étude phylogénique de Røed *et al.* (1991), le caribou a recolonisé l'Amérique du Nord et l'Eurasie à partir de 2 refuges, au moins : un au nord de l'inlandsis de Béringie-Eurasie, et un au sud des inlandsis nord-américains (Yannic *et al.*, 2013). Selon Flagstad et Røed (2003), le refuge nord-américain était composé de plusieurs populations de refuges distinctes, ce qu'a confirmé une récente analyse phylogéographique selon laquelle l'expansion postglaciaire du caribou remonte à 14 000 à 22 000 ans et qu'elle se serait produite à partir de 3 refuges différents situés au sud des inlandsis : les montagnes Rocheuses, l'est du Mississippi et les Appalaches (Klütsch *et al.*, 2012). Ces différents refuges correspondaient à des lignées génotypiques distinctes qui ont divergé avant le dernier maximum glaciaire (entre 38 000 et 48 000 ans).

Banfield (1961) a classé les trois UD dans la même sous-espèce, soit *Rangifer tarandus caribou*. Avant la nouvelle classification de Banfield (1961), le caribou de Terre-Neuve était considéré comme une sous-espèce distincte (*R. t. terraenovae;* Bangs, 1896). Geist (2007) a proposé que le caribou de Terre-Neuve conserve le statut de sous-espèce en raison des caractéristiques nuptiales (couleur de la fourrure, forme des bois). La population comporte en effet plusieurs haplotypes qui sont absents des autres populations de *Rangifer* (Cronin *et al.*, 2005), mais la question du statut de sous-espèce demeure non résolue. Au sein de la PTN, des analyses de l'ADNmt laissent entrevoir une structure génétique mineure, sauf entre la sous-population de la presqu'île Avalon et les sous-populations restantes (Wilkerson, 2010).

Le COSEPAC utilise le terme « sous-population » pour désigner les populations au sein de l'aire de répartition d'une espèce ou d'une UD. Dans la littérature portant sur le caribou, on utilise souvent d'autres termes, comme « troupeau », « harde », « aire de répartition » et « population locale », pour désigner les groupes de niveau inférieur à l'UD. Il peut être difficile de délimiter ces « sous-unités » (Environment Canada, 2011; Nagy, 2011). Les caribous de la PB réutilisent les sites chaque année, mais les femelles se dispersent au moment de la mise bas, et l'on peut décrire sa structure démographique comme un continuum de populations ou de groupes locaux de caribous susceptibles d'échanger un faible pourcentage d'individus au sein de l'aire de répartition continue, et changer de secteur au fil du temps (Couturier *et al.*, 2009). Il est donc compliqué de délimiter les populations dans l'aire de répartition de la PB, et Schaefer *et al.* (2001) ont proposé d'avoir recours à une classification floue pour établir la structure spatiale des populations. L'analyse floue permet de définir l'identité du groupe en fonction du degré d'appartenance (Schaefer et Wilson, 2002), ce qui correspond bien à l'écologie de la PB. À l'aide de la même méthode, Rudolph *et al.* (2012) ont confirmé la structure spatiale de trois populations dans le nord du Québec. Nagy (2011) a reconnu deux populations dans les Territoires du Nord-Ouest; toutefois, il se peut que ces regroupements soient un artefact dû à l'absence de données concernant le centre de l'aire de répartition dans les Territoires du Nord-Ouest. On traite la PB comme une population aux individus répartis de façon continue dans l'aire de répartition des Territoires du Nord-Ouest (NT Species at Risk Committee, 2012). Lorsqu'une population locale devient isolée, sa structure se modifie et passe d'un continuum diffus d'individus à un groupe distinct dont les individus ne se déplacent pas d'un groupe à l'autre. Par conséquent, les aires de répartition locales distinctes de la PB, par exemple en Alberta, sont vraisemblablement le résultat de perturbations anthropiques du paysage plutôt que de l'organisation des animaux mêmes dans un paysage intact.

La délimitation des caribous de la PGA et de la PTN au sein de sous-populations reconnaissables est moins préoccupante, car une grande partie d'entre eux se limite aux sommets des montagnes (PGA) ou aux plateaux montagneux (PTN). De plus, tant la PGA que la PTN utilisent en général des milieux plus ouverts (voir **Utilisation de l'habitat**).

En ce qui concerne la PB, le programme de rétablissement fédéral, élaboré en collaboration avec des organismes provinciaux, établit des aires de répartition, qui sont définies comme les zones géographiques occupées par un groupe de caribous soumis à des facteurs similaires touchant la démographie, et utilisées pour assurer les processus du cycle vital sur une période définie (Environment Canada, 2012). Au sein de l'aire de répartition globale de la population, on a défini trois types d'aires de répartition d'après la certitude de leur délimitation : l'unité de conservation (faible certitude), l'unité de conservation améliorée (certitude moyenne) et l'unité de population locale (certitude élevée). La « population locale » fait référence à un groupe de caribous boréaux qui occupe l'un des trois types d'aires de répartition du caribou boréal (Environment Canada, 2011, 2012). Certaines de ces aires de répartition accueillent des populations reliques et isolées, et sont faciles à délimiter (c.-à-d. aire de répartition côtière en Ontario, aire de répartition de Charlevoix au Québec, Little Smoky en Alberta), alors que la plupart des autres aires de répartition sont continues et moins faciles à délimiter (p. ex. unités de conservation améliorées en Ontario; Ontario Ministry of Natural Resources, 2014; Elder, comm. pers.). On utilise le terme « harde » dans la PGA et la PTN (Weir *et al.*, 2013).

Unités désignables

On a défini 12 UD (dont une a disparu) pour le caribou au Canada, d'après les lignes directrices proposées par le COSEPAC (COSEWIC, 2011). La délimitation des UD a été fondée sur cinq sources de données : 1) phylogénétique; 2) diversité et structure génétiques; 3) morphologie; 4) déplacements, comportements et stratégies du cycle vital; 5) répartition (COSEWIC, 2011). On trouve des sous-populations isolées en Colombie-Britannique, en Alberta, en Ontario et au Québec, mais il ne s'agit pas d'UD valides puisque leur existence est attribuable à des perturbations anthropiques plutôt qu'à une évolution de l'UD en fonction des conditions locales (Environment Canada, 2012). Le présent rapport examine la situation de trois UD de caribous : la population de Terre-Neuve (PTN), la population de la Gaspésie-Atlantique (PGA) et la population boréale (PB). La PTN est définie comme une UD, d'après les preuves de la divergence phylogénétique et du caractère distinct de la génétique des populations continentales découlant de l'isolement, et d'après la morphologie distincte. La PGA est définie comme une UD, d'après sa différenciation génétique par rapport aux UD les plus proches, laquelle est facilitée par l'obstacle aux déplacements que constitue le fleuve Saint-Laurent, et d'après son statut de dernière sous-population de la région des Maritimes. La PB est définie comme une UD, d'après les stratégies de rassemblement et de migration adaptées au paysage de la forêt boréale, et d'après l'absence de flux génique entre les UD de caribous adjacentes (COSEWIC, 2011).

Importance de l'espèce

Le caribou joue un rôle important dans l'écologie, l'économie et la culture d'une grande partie du Canada (Festa-Bianchet *et al.*, 2011). Il était autrefois le gros mammifère le plus abondant dans la majeure partie de son aire de répartition. Il a fourni nourriture, outils et vêtements aux peuples pendant des milliers d'années (Gordon, 2003). Le caribou joue toujours un rôle essentiel dans la cohésion sociétale, et il est à l'origine de

nombreuses légendes et pratiques spirituelles qui dépeignent les liens solides entre le caribou et les peuples autochtones (Hummel et Ray, 2008; Vors et Boyce, 2009). Par exemple, une aînée Gwich'in vivant au Yukon a expliqué que le caribou et le Gwich'in transportent toujours une partie du cœur de l'autre au plus profond d'eux-mêmes; elle a ajouté que le sang des caribous coule dans ses veines et dans celles de tous les peuples de l'Arctique (Hummel et Ray, 2008). Le caribou est chassé aux fins de subsistance et de récréation. Ces deux activités ont d'importantes répercussions économiques (Wells *et al.*, 2011).

On a proposé que le caribou devienne l'espèce clé de la forêt boréale en raison de son rôle d'espèce-proie et de son impact sur la végétation et le cycle de l'azote (Festa-Bianchet *et al.*, 2011). La conservation de populations saines de caribous dans les écosystèmes boréaux pourrait donc assurer la perpétuation de sa biodiversité, de même que le maintien de ses services écologiques (Fortin *et al.*, 2011).

RÉPARTITION

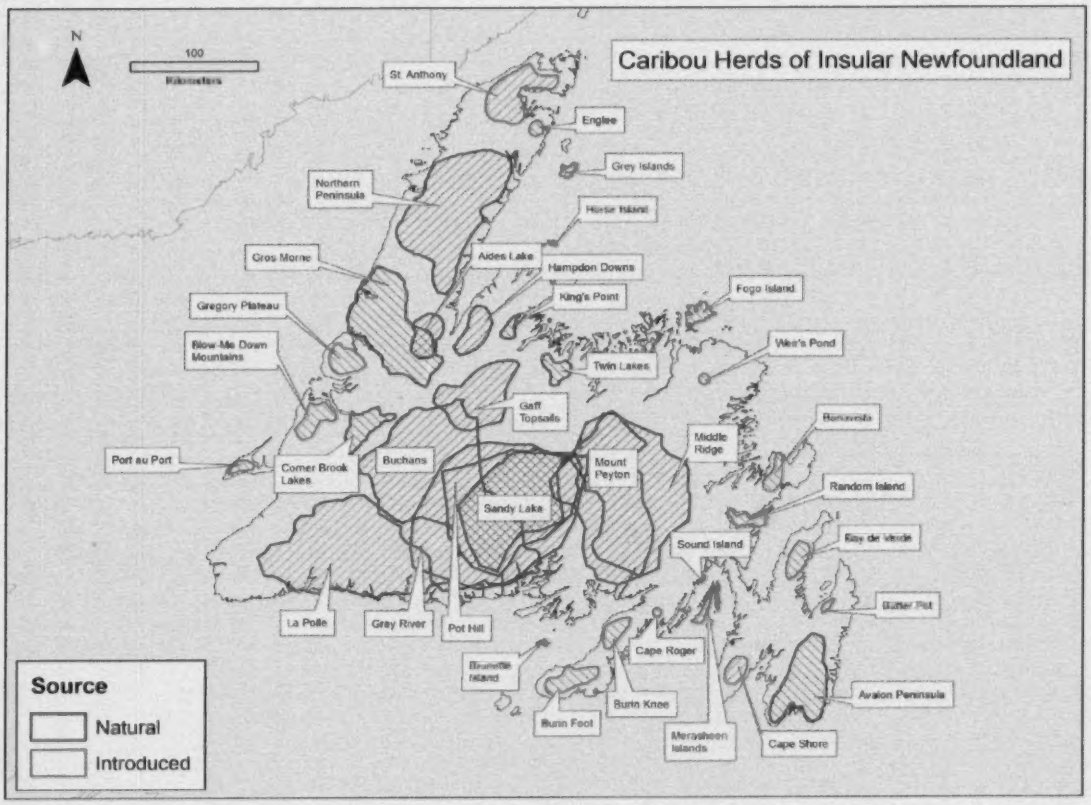
Aire de répartition mondiale

L'aire de répartition des *Rangifer* est circumpolaire et très étendue dans les biomes boréaux, subarctiques et arctiques. On trouve la plupart des populations de rennes en Norvège, en Suède, en Finlande et en Russie. Le caribou, quant à lui, occupe de grandes parties du nord du Canada, du Groenland et de l'Alaska. Les trois UD se situent entièrement au Canada. La partie sud de la PB et de la PGA se trouvait auparavant dans le nord des États-Unis, mais le caribou a disparu du Wisconsin, du Vermont, du Maine et du New Hampshire au début du XX^{e} siècle (Banfield, 1974).

Aire de répartition canadienne

Population de Terre-Neuve

À l'origine, le caribou occupait la totalité de l'île de Terre-Neuve, mais trois zones à très forte abondance ont été décrites au début du XX^{e} siècle : la vallée de la rivière Humber, la partie centrale de l'île au sud de la voie ferrée et la presqu'île Avalon (Prichard, 1910, cité dans Banfield, 1961). Douze sous-populations de caribous étaient présentes avant l'établissement de nouvelles sous-populations par l'intermédiaire de plusieurs relocalisations réalisées dans les années 1960 et 1970 (Mercer *et al.*, 1985). Jusqu'à 36 sous-populations ont existé (figure 1), mais il ne semble y en avoir que 14 aujourd'hui (Pardy-Moores, comm. pers.). On a observé des modifications de l'occupation dans certaines sous-populations; des preuves anecdotiques donnent à penser qu'un faible nombre de caribous a recommencé à occuper certaines (NLDEC, données inédites, 2013).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

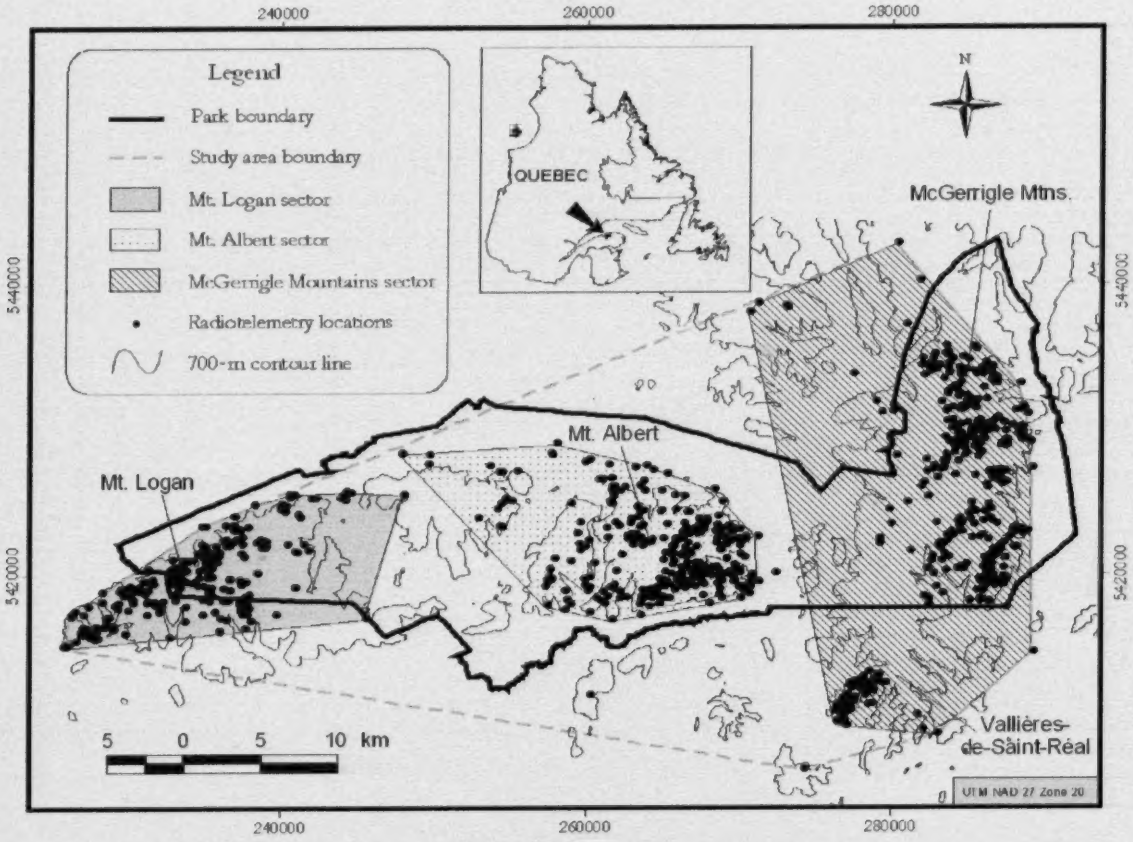
Caribou Herds of Insular Nowfoundland = Hardes de caribous de l'île de Terre-Neuve
Kilometers = Kilomètres
Grey Islands = Îles Grey
Horse Island = Île Horse
Aides Lake = Lac Aides
Hampdon Downs = Hampden Downs
King's Point = Pointe King
Twin Lakes = Lacs Twin
Fogo Island = Île Fogo
Weir's Pond = Lac Weir
Random Island = Île Random
Bay de Verde = Bay de Verde
Butter Pot = Butter Pot
Avalon Peninsula = Presqu'île Avalon
Cape Shore = Cap Shore
Merasheen Islands = Île Merasheen
Sound Island = Île Sound
Cape Roger = Cap Roger
Brunette Island = Île Brunette
Grey River = Rivière Grey
Blow-Me Down Mountains = Montagnes Blow-Me-Down
Gregory Plateau = Plateau Gregory
Northern Peninsula = Péninsule Northern
Sandy Lake = Lac Sandy
Source = Origine
Natural = Naturelle
Introduced = Introduite

Figure 1. Répartition de 36 sous-populations de caribous sur l'île de Terre-Neuve pendant les années 1990. Les principales sous-populations de caribous (naturellement présentes) sont indiquées en noir, et les sous-populations relocalisées, en violet. En 2013, près de 14 sous-populations sont présentes. Source : NLDEC, données inédites.

Population de la Gaspésie-Atlantique

Au XIX^{e} siècle, le caribou était présent en Nouvelle-Angleterre et dans les provinces maritimes du Canada. Il a disparu de l'Île-du-Prince-Édouard en 1874, de la Nouvelle-Écosse en 1925 et du Nouveau-Brunswick en 1927 (Banfield, 1974; Bergerud et Mercer, 1989). Le COSEPAC (COSEWIC, 2012) a rapporté, en se fondant sur les CTA, que le caribou de Nouvelle-Écosse a été gravement touché par la construction de chemins de fer dans ses voies migratoires. La limite sud de l'aire de répartition du caribou a graduellement reculé vers le nord, et la PGA est ainsi devenue la seule population de caribous au sud du Saint-Laurent. Au milieu du XIX^{e} siècle, le caribou a été présent de façon irrégulière dans l'ensemble de la péninsule gaspésienne, depuis la ville de Gaspé à l'est jusqu'à la vallée de la Matapédia à l'ouest, à la Baie-des-Chaleurs au sud, ce qui correspond à une zone s'étendant sur environ 30 000 km^2 (Guay, 1983; St-Laurent *et al.*, 2009). De 1953 à 1955, l'aire de répartition du caribou se limitait principalement à des zones plus en altitude. Aujourd'hui, on trouve principalement la PGA sur les monts McGerrigle et Chic-Chocs, et elle est largement confinée dans le parc national de la Gaspésie (802 km^2) (figure 1). La proportion au sein du parc s'élevait à plus de 75 % dans les années 1950 (Moisan, 1958), de 91 % de 1987 à 1992 (Ouellet *et al.*, 1996), et de 83 % de 1998 à 2001 (Mosnier *et al.*, 2003).

On peut diviser la PGA en trois sous-populations, chacune d'entre elles étant associée à des sommets de montagnes différents : le mont Logan, le mont Albert et les monts McGerrigle (figure 2; voir Dispersion et migration – population de la Gaspésie-Atlantique). Le secteur des monts McGerrigle comprend le mont Jacques-Cartier et le mont Vallières-de-Saint-Réal.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Legend = Légende
Park boundary = Limites du parc
Study area boundary = Limite de la zone de relevé
Mt. Logan sector = Secteur du mont Logan
Mt. Albert sector = Secteur du mont Albert
McGerrigle Mountains sector = Secteur des monts McGerrigle
Radiotelemetry locations = Positions radiotélémétriques
700-m contour line = Courbe de niveau de 700 m
McGerrigle Mtns. = Monts McGerrigle
Mt. Albert = Mont Albert
Mt. Logan = Mont Logan

Figure 2. Parc national de la Gaspésie et répartition des trois sous-populations de caribous de l'unité désignable de la Gaspésie-Atlantique. Source : Mosnier *et al.*, 2003.

Population boréale

Le caribou boréal occupe la forêt boréale depuis le Labrador jusqu'à l'est du Yukon. Dans la partie nord de l'aire de répartition, la PB chevauche les unités désignables du caribou migrateur de l'Est (UD 4) et du caribou de la toundra (UD 3). Par exemple, dans le nord de l'Ontario, le caribou associé à la forêt s'est déplacé vers le nord, tandis que le caribou associé à la toundra s'est déplacé vers le sud pendant l'hiver (Abraham *et al.*, 2012; Wilson, 2013). Le caribou boréal est présent dans 3 grandes écozones, soit le Bouclier boréal, les Plaines boréales et la Taïga des plaines (Wiken, 1996). Ensemble, ces écozones couvrent plus de 3 millions de kilomètres carrés, s'étendent sur plus de 4 000 km du territoire canadien et englobent plus d'un tiers de la masse terrestre du pays (Wiken, 1996). En Colombie-Britannique, dans les Territoires du Nord-Ouest et au Yukon, les aires de répartition de la PB rejoignent celles de l'unité désignable des montagnes du Nord (UD 7).

Les caribous ont disparu de la moitié de l'aire de répartition historique canadienne, selon un schéma qui reflète l'expansion des établissements humains et de l'exploitation des ressources au siècle dernier (Laliberté et Ripple, 2004). En Alberta, ils ont disparu de 60 % environ de l'aire de répartition historique; en Ontario, de 50 %; en Colombie-Britannique, de 40 % (Hummel et Ray, 2008). Au Québec, le caribou a disparu des cantons du sud et du secteur situé au nord du 50^{e} parallèle, bien qu'il subsiste quelques sous-populations isolées (Courtois *et al.*, 2003a). La sous-population de Charlevoix, qui comptait 10 000 individus au XIX^{e} siècle, a disparu en 1920 à cause de la chasse et du braconnage, puis elle a été réintroduite dans les années 1960 (St-Laurent et Dussault, 2012). En Ontario, la réduction des aires de répartition est documentée depuis plus de 80 ans (De Vos et Peterson, 1951). Elle est étroitement liée à la géographie des activités humaines, en particulier la récolte forestière (Schaefer, 2003). Le processus de disparition remarqué dans le nord-ouest de l'Ontario (Racey et Armstrong, 2000) reflète probablement le processus de réduction des aires de répartition de l'UD. En 150 ans, dans le nord-ouest de l'Ontario, la réduction des effectifs de caribous s'est effectuée par phases. On a d'abord connu une période de perte de forêts matures due à d'importants incendies et aux activités forestières et agricoles, laquelle a laissé quelques populations reliques dans des zones relativement inaccessibles (p. ex. sol de mauvaise qualité, accès limité aux cours d'eau pour la récolte du bois). Dans les années 1950, les routes d'accès forestières dans ces zones ont facilité la coupe du bois, l'activité des loups et des humains, et la propagation des cerfs de Virginie (et probablement du ver des méninges [*Parelaphostrongylus tenuis*], qui tue le caribou; voir **Menaces** – Espèces indigènes problématiques). Les aires de répartition de la PB en Ontario ont diminué à un rythme d'environ 34 km par décennie, et l'on estime que, compte tenu d'un taux de disparition soutenu, la population aura disparu dans 91 ans (intervalle de confiance [IC] à 95 % : 57-149 ans) (Schaefer, 2003).

Le taux de contraction vers le nord n'est pas constant dans l'ensemble de l'aire de répartition de la PB au Canada. À l'aide des cartes des aires de répartition du rapport du COSEPAC de 2011 (COSEWIC, 2011), les rédacteurs ont estimé une réduction de l'aire de répartition d'après les limites de répartition historiques (1850) et actuelle (2010). Pour 5 provinces, soit du Québec à l'Alberta, les taux de recul vers le nord, par décennie, sont

les suivants : 36 km (Québec), 28 km (Ontario), 14 km (Manitoba), 8 km (Saskatchewan) et 11 km (Alberta); la Colombie-Britannique n'a pas été prise en compte dans cette analyse. Le recul de la PB vers le nord a été plus rapide que ce que le facteur des changements climatiques à lui seul pouvait laisser présager; en moyenne, la réduction de l'aire de répartition du caribou découlant des changements climatiques est d'environ 6 km par décennie (Parmesan et Yohe, 2003). Il est plus plausible d'associer la réduction de l'aire de répartition observée (de 8 à 36 km par décennie) à l'augmentation des perturbations anthropiques (voir **Menaces**). La réduction des aires de répartition se poursuit. L'absence du caribou dans la région des lacs Swan-Pelican, au Manitoba, a récemment été confirmée (Manitoba Boreal Woodland Caribou Management Committee, 2014).

À mesure que l'aire de répartition reculait vers le nord, les populations de caribous se sont séparées de l'aire de répartition contiguë des caribous du Québec (p. ex. Charlevoix et Val-d'Or), de l'Ontario (p. ex. côte du lac Supérieur, notamment les îles Slate et Michipicoten) et de l'Alberta (p. ex. Little Smoky).

Zone d'occurrence et zone d'occupation

La plus petite aire de répartition est celle de la PGA, la zone d'occurrence étant estimée à 1 500 km^2, et l'indice de zone d'occupation (IZO), à moins de 1 000 km^2. La zone d'occurrence de la PTN comprend la quasi-totalité de l'île, soit 112 000 km^2. En réunissant les positions télémétriques (11 656 blocs, soit 13 %) et les « sites de caribous connus » (23 421 blocs, soit 27 %), on obtient un IZO de 35 077 blocs (44 781 km^2), soit environ 40 % de l'île de Terre-Neuve. La zone d'occurrence de la PB comprend la majorité du Canada, atteignant environ 3 millions de kilomètres carrés, tandis que l'IZO est pratiquement aussi important, à 2,45 millions de kilomètres carrés.

Activités de recherche

On connaît bien l'aire de répartition globale du caribou. Il peut s'avérer difficile et coûteux de délimiter les aires de répartition locales d'une espèce aussi mobile que le caribou. Les contraintes budgétaires et les superficies importantes peuvent ainsi empêcher la délimitation de certaines des aires. La grande taille apparente de certaines aires de répartition au Manitoba ou au Québec ne doit pas être considérée comme une entité biologique, mais simplement comme une indication du fait que d'autres études doivent être réalisées dans ces vastes aires continues. Par exemple, la totalité des caribous de la PB se trouvant dans les Territoires du Nord-Ouest vivent à l'intérieur d'une unique aire de répartition de 44,1 millions d'hectares, alors que l'aire de répartition de la sous-population de Val-d'Or, au Québec, mesure seulement 347 000 ha (Environment Canada, 2012). En 2012, 5 nouvelles aires de répartition ont été délimitées en Ontario : elles tiennent compte des unités géographiques utilisées aux fins d'évaluation (unités de conservation améliorées) plutôt que des aires des populations distinctes (Elder, comm. pers.).

On peut délimiter plus facilement les PTN et PGA, car elles se trouvent dans des zones relativement petites et que la portion élevée d'animaux munis d'un collier émetteur facilite la documentation des déplacements et de la répartition.

Les récentes études ont amélioré les connaissances de l'écologie spatiale du caribou. Toutefois, la plupart sont axées sur les femelles aux fins de repérage des zones de mise bas, ce qui fait qu'on en sait relativement peu sur l'utilisation de l'espace par les mâles adultes.

Population de Terre-Neuve

La PTN est l'une des UD les mieux étudiées au Canada (Mahoney et Weir, 2009). Depuis 1902, on recueille de l'information sur les aires de répartition, les effectifs et les déplacements annuels (Bergerud, 1971). Dans les années 1950, on a commencé à effectuer des relevés scientifiques. En 1996, un projet de synthèse des données sur le caribou a été lancé pour centraliser, compiler et évaluer toutes les données liées au caribou depuis les années 1950 jusqu'aux années 1990. Au début des années 2000, la surveillance de la population a révélé un faible recrutement, ce qui a donné lieu à des recherches sur la mortalité des faons en 2003, puis à des recherches sur la mortalité et la répartition des adultes. Parmi les activités actuelles de surveillance des effectifs de la PTN figurent les relevés aériens par marquage-réobservation de chaque sous-population importante, au moins une fois tous les quatre ans.

Population de la Gaspésie-Atlantique

La PGA a été étudiée dans les années 1950 (Moisan, 1958; Bergerud, 1973). Depuis le début des années 1970, on réalise des relevés aériens en automne pour évaluer la taille de la population et établir les rapports entre les sexes et les groupes d'âge. Des relevés aériens étaient réalisés dans les secteurs des monts Albert et McGerrigle depuis cette époque, mais on a recours à des méthodes plus rigoureuses depuis 1983. Les relevés dans le secteur du mont Logan ont débuté en 1997.

Le radiopistage de la PGA a débuté entre 1975 et 1977 au moyen de relevés aériens (Georges *et al.*, 1976; Rivard, 1978). De 1987 à 1992, on a suivi 28 caribous (principalement des femelles adultes et quelques faons) afin d'étudier l'utilisation de l'espace et de l'habitat pendant une période de faible recrutement attribuable à une prédation élevée (Ouellet *et al.*, 1996). On a suivi 35 autres adultes (des 2 sexes) munis d'un radio-émetteur VHF de 1998 à 2001 (Mosnier *et al.*, 2003), et le suivi de 43 adultes munis d'un radio-émetteur GPS a débuté en 2013 (St-Laurent, comm. pers.).

Population boréale

On a réalisé relativement peu de recherches sur la PB avant les années 1990, mais des centaines de documents et de rapports ont été rédigés depuis. La recherche s'est souvent concentrée sur les interdépendances entre les perturbations anthropiques et les perturbations naturelles du paysage, la prédation, la survie et l'utilisation de l'habitat. Une grande partie des recherches de la dernière décennie ont été réalisées en Alberta (voir par exemple Dyer *et al.*, 2002; Latham *et al.*, 2011b), au Québec (voir par exemple Courtois *et al.*, 2008; Fortin *et al.*, 2008; Briand *et al.*, 2009; Moreau *et al.*, 2012; Lesmerises *et al.*,

2013) et en Ontario (Ontario Ministry of Natural Resources, 2014), mais de nombreux projets sont en cours dans la plupart des territoires et des provinces.

Au Labrador, Schmelzer (2013) a réalisé une synthèse exhaustive des données démographiques recueillies au sujet de trois sous-populations de caribous depuis les années 1970. Au Québec, la recherche a établi l'importance des liens entre la sélection de l'habitat, la répartition et la perturbation anthropique (voir par exemple Courtois *et al.*, 2002, 2008; Faille *et al.*, 2010; Renaud *et al.*, 2010; Fortin *et al.*, 2011, 2013; Moreau *et al.*, 2012; Pinard *et al.*, 2012; Lesmerises *et al.*, 2013). On a utilisé des données provenant de caribous munis d'un radio-émetteur recueillies entre 2004 et 2011 pour délimiter les aires de répartition de la population locale et examiner la sélection de l'habitat sur le territoire cri, au Québec (Rudolph *et al.*, 2012).

En Ontario, la plupart des recherches menées depuis les années 1990 portent sur les priorités en matière de conservation et de gestion. La pose de colliers émetteurs se faisait surtout sur des individus vivant à la limite méridionale et au centre de l'aire de répartition continue du caribou (voir par exemple Brown *et al.*, 2003; Elder, comm. pers.). Shuter et Rodgers (2010) ont utilisé des données sur les déplacements recueillies sur 73 caribous munis d'un collier émetteur de 1995 à 2008 pour délimiter les unités démographiques, en particulier le long de l'aire de répartition sud. Des recherches plus récentes ont été réalisées dans l'aire de répartition de la PB en Ontario. Un important programme de recherche de collaboration entre les universités et le gouvernement est en cours afin d'évaluer d'autres hypothèses concernant les mécanismes qui influent sur la probabilité de persistance du caribou, par exemple la compétition apparente (voir **Menaces**), l'utilisation des routes par les prédateurs, la fuite des proies, la perturbation sensorielle et l'énergie/la nutrition (Elder, comm. pers.; Ontario Ministry of Natural Resources, 2014). On a sélectionné des zones de relevé présentant les attributs clés de l'habitat (p. ex. densité du couvert de conifères, des structures linéaires, et du loup [*Canis lupus*] et de l'orignal [*Alces alces*]) (Rodgers *et al.*, 2009). Des données de télémétrie GPS ont été recueillies sur 423 caribous et 56 loups entre 2009 et 2013 (Shuter, comm. pers.). Des études poussées sur les matières fécales et des relevés systématiques de l'occupation ont été réalisés dans la majeure partie de l'aire de répartition depuis 2009 (Elder, comm. pers.; Ontario Ministry of Natural Resources, 2012).

Les recherches réalisées sur le caribou au Manitoba et en Saskatchewan ciblaient l'utilisation des aires de répartition, la répartition et les déplacements (voir par exemple Rettie et Messier, 2000; Arsenault et Manseau, 2011; Arlt et Manseau, 2011). Celles réalisées au Manitoba intégraient des techniques génétiques visant à délimiter les aires de répartition locales et à établir l'importance de la structure génétique des populations (Ball *et al.*, 2007, 2010; Galpern *et al.*, 2012; Hettinga *et al.*, 2012). L'analyse de l'habitat et la modélisation de la connectivité des paysages ont fait l'objet d'études au Manitoba et en Saskatchewan (voir par exemple O'Brien *et al.*, 2006; Fall *et al.*, 2007; Koper et Manseau, 2009; Galpern et Manseau, 2013a, b). Le caribou fait l'objet d'une surveillance à long terme dans la région du lac Owl (Brannen, comm. pers., 2014). Manitoba Hydro collabore avec Conservation Manitoba depuis 2007 à poser des colliers et à surveiller les aires de répartition des caribous qui sont traversées par des lignes de transport d'énergie; un relevé

basé sur la pose de colliers émetteurs a été lancé en 2007, puis étendu en 2010 (78 colliers émetteurs) et en 2011 (70 colliers émetteurs) (Joro Consultants Inc., 2011). Rettie et Messier (2000) ont suivi 40 caribous femelles adultes munis d'un collier émetteur dans le centre-sud de leur aire de répartition en Saskatchewan, défini les déplacements saisonniers et la sélection de l'habitat, et évalué les indices vitaux.

En Alberta, on recueille des données relatives aux indices vitaux (p. ex. taux de survie des femelles adultes, taux de recrutement de faons, taux de croissance démographique finis, rapports biches/faons) et aux déplacements grâce aux caribous munis d'un collier émetteur depuis 2001 (Alberta Caribou Committee). Un programme de recherche sur quatre ans a été mis en place, dans le cadre duquel on étudie les liens entre le caribou, le loup, l'orignal et l'ours grizzli (*Ursus arctos*) à l'aide de la pose de colliers GPS et de la collecte de données (Decesare *et al.*, 2012).

En Colombie-Britannique, un projet de surveillance radiotélémétrique du caribou a été réalisé en 2008 et en 2009 (Thiessen, 2009) : 160 autres caribous munis d'un collier ont ainsi pu être suivis à l'échelle provinciale, dans l'ensemble de l'aire de répartition du caribou boréal, depuis 2012 (Culling et Culling, 2013).

Depuis 2002, les Territoires du Nord-Ouest ont posé des colliers émetteurs sur plus de 180 caribous boréaux. On recueille des données relatives aux indices vitaux (p. ex. taux de survie des femelles adultes, taux de recrutement de faons, taux de croissance démographique finis) et aux déplacements grâce aux caribous munis d'un collier émetteur dans quatre zones de relevé différentes : Gwich'in Nord, Gwich'in Sud, South Slave et Dehcho (Nagy, 2011; Kelly et Cox, 2001; Nagy *et al.*, 2011; Larter et Allaire, 2014). On a utilisé des données relatives à la position des femelles munies d'un collier émetteur pour évaluer les réponses démographiques et comportementales du caribou aux perturbations anthropiques, et pour définir un habitat sécuritaire (Nagy, 2011).

HABITAT

Dans le présent rapport, la définition de l'habitat tient compte des structures végétatives (p. ex. vieille forêt de conifères) ainsi que des facteurs qui influent sur la survie et la productivité (p. ex. taux de prédation). La section « Habitat » comporte deux parties : utilisation de l'habitat et éléments de l'évitement de l'habitat (car le comportement d'évitement de certains milieux est très prononcé chez le caribou). Les titulaires de CTA et les scientifiques occidentaux s'entendent largement sur les facteurs qui constituent un habitat important pour le caribou.

Besoins en matière d'habitat

La sélection de l'habitat par le caribou est complexe; elle se fait à plusieurs échelles spatiales et temporelles, et l'utilisation de l'habitat semble être dictée davantage par l'évitement des prédateurs que par la disponibilité de nourriture. La gestion du caribou met l'accent sur la prédation, car les densités de prédateurs augmentent avec les perturbations

anthropiques et naturelles (Bergerud, 1974; Vors *et al.*, 2007; Wittmer *et al.*, 2005; Bastille-Rousseau *et al.*, 2012). Il est difficile de distinguer les facteurs immédiats des facteurs ultimes, et le comportement varie au sein de chaque UD. Le caribou peut choisir de petits sites, qu'il utilisera pendant de courtes périodes chaque année (p. ex. aire de croissance), ou des zones très étendues, qu'il utilisera pendant des générations (p. ex. aires saisonnières), mais ces utilisations peuvent varier en fonction des conditions changeantes des forêts. À Manicouagan, au Québec, l'utilisation par le caribou de parcelles résiduelles de peuplements forestiers anciens a augmenté à mesure que le nombre de parcelles diminuait (Moreau *et al.*, 2012). La sélection varie également en fonction de l'échelle spatiale. Par exemple, les aires de croissance du nord de l'Ontario présentaient une abondance relativement plus élevée de végétaux au sol et de lichens terricoles, une densité d'arbustes plus faible et une densité de conifères matures plus élevée que des sites sélectionnés au hasard. Cependant, à l'échelle du paysage, les aires de croissance se trouvaient dans des zones éloignées, qui offraient dans l'ensemble une protection élevée contre les prédateurs, mais peu de nourriture (Lantin *et al.*, 2003; Carr *et al.*, 2011; Dyke et Manseau, 2011; Pinard *et al.*, 2012).

Évitement de l'habitat

Le facteur ultime de l'utilisation de l'habitat est l'évitement des prédateurs. Pour ce faire, les caribous forment des groupes de faible densité seulement et évitent les zones fréquentées par des prédateurs, en particulier les loups. Une « densité de stabilisation » de 0,06 caribou/km^2 serait la densité seuil proposée aux endroits où la prédation par le loup est le principal facteur de mortalité (Bergerud et Elliot, 1986; Bergerud *et al.*, 2008). À cette densité, les caribous ont assez d'espace pour équilibrer le recrutement et la mortalité (Schmelzer, 2014). Habituellement, on trouve les caribous boréaux du Labrador à des densités de 0,03 à 0,06/km^2 dans les zones principales de leur aire de répartition, et de 0,004/km^2 dans les zones périphériques (Schmelzer *et al.*, 2004; Bergerud *et al.*, 2008). Selon le programme de rétablissement fédéral, la densité moyenne de caribous boréaux est de 0,02 à 0,03/km^2 dans l'ensemble de l'aire de répartition de la PB (Environment Canada, 2012).

Le caribou réduit également les risques de prédation en « s'isolant géographiquement » des prédateurs. Il favorise les vieilles forêts moins productives qui ne peuvent pas accueillir de grandes populations d'orignaux ou de cerfs (cerf de Virginie [*Odocoileus virginianus*] ou cerf mulet [*O. hemionus*]) et qui, par conséquent, ne soutiennent pas des populations denses de prédateurs (Bergerud, 1974; Rettie et Messier, 2000; Racey et Arsenault, 2007; Environment Canada, 2012; Ontario Ministry of Natural Resources, 2014). À des échelles spatiales plus grandes, l'orignal, le cerf et les grands prédateurs sont plus courants dans les secteurs des forêts feuillues renfermant une abondance de viandis (Hall, 1984; Peek, 2007). À l'inverse, pendant les saisons sans neige, le caribou utilise la toundra, la toundra alpine, les îles des grands lacs et les milieux humides, tous ces sites abritant un peu moins de prédateurs, ce qui réduit la prédation exercée sur les faons (Mosnier *et al.*, 2003; Carr *et al.*, 2011; Schaefer et Mahoney, 2013). Les aînés de la Première Nation des Tłı̨chǫ (au nord-est de Fort Simpson, dans les Territoires du Nord-Ouest), de la Première Nation crie de Little Red River et de la Première

Nation de Tallcree (ces deux dernières en Alberta) indiquent que le caribou préfère les buissons touffus, en particulier l'hiver, lorsqu'il est plus difficile de rester caché des prédateurs, et les étendues d'eau en été, afin d'accéder à de plus grandes quantités de nourriture, de se rafraîchir et d'échapper aux insectes et aux loups (Wek'èezhìi Renewable Resources Board, 2013; Schramm et Krogman, 2001).

Bien qu'il puisse utiliser les aires de coupe et les peuplements forestiers en voie de régénération pour chercher de la nourriture dans certains secteurs (Hins *et al.*, 2009; Hébert et Weladji, 2013), le caribou semble généralement ne pas s'approcher de ces zones de plus de 1,2 km en Alberta (Smith *et al.*, 2000), de 4,5 km au Québec (Fortin *et al.*, 2013) et de 9,2 km à Terre-Neuve (Schaefer et Mahoney, 2007) en moyenne. Miller (2010) cite des aînés anishinaabe, selon qui les caribous pénètrent uniquement dans des blocs de coupe lorsqu'ils sont pourchassés par des loups. En Alberta, les taux de déplacement quotidien des caribous et la taille des aires d'hivernage individuelles diminuent en raison de la coupe du bois (Smith *et al.*, 2000). Parmi les autres profils d'utilisation de l'habitat figurent l'utilisation de sites perturbés uniquement la nuit (Beauchesne *et al.*, 2013) et l'utilisation d'aires de coupe forestière uniquement lorsque ces dernières bordent des peuplements résiduels matures (Briand *et al.*, 2009; Hins *et al.*, 2009).

La conclusion d'une étude réalisée en hiver dans le nord-ouest de l'Ontario, basée sur des pistes et des excréments, est que les caribous et les loups étaient séparés dans l'espace, contrairement aux orignaux et aux loups (Cumming *et al.*, 1996). Des travaux plus récents, basés sur la télémétrie et menés dans un secteur plus grand ont permis d'établir que le territoire des loups était moins étendu dans les zones où la densité des orignaux est élevée et que les loups choisissaient des types d'habitat privilégiés par les orignaux (p. ex. peuplements de forêts de feuillus ou en voie de régénération) et évitaient certains types d'habitat (p. ex. forêts de conifères denses) choisis par les caribous (Anderson, 2012; Shuter, comm. pers.). Dans un paysage perturbé de l'Alberta, Peters *et al.* (2013) ont établi une corrélation positive significative entre le chevauchement spatial de l'orignal et du caribou, d'une part, et le degré d'altération du paysage par les humains, d'autre part. Ils ont découvert que les lieux où mourraient les caribous correspondaient à des zones dans lesquelles les ressources étaient très utilisées par les orignaux en été, ce qui porte à croire que les premiers stades de succession des forêts peuvent réduire la séparation spatiale entre le caribou et l'orignal, et entraîner une augmentation des risques de prédation sur le caribou. D'après les connaissances traditionnelles, les activités industrielles au sein de l'habitat de la PB atténuent cette séparation spatiale et modifient les taux de prédation sur le caribou (Dehcho First Nations, 2011, citée dans COSEWIC, 2012).

Il se peut que les activités forestières entraînent la disparition directe de la biomasse de lichens disponible pour les caribous (Fisher et Wilkinson, 2005), mais il semble que l'utilisation limitée de sites récemment perturbés soit principalement liée à l'évitement des prédateurs. L'abondance de nourriture dans les milieux perturbés peut attirer les caribous et les rendre plus vulnérables à la prédation (Beauchesne *et al.*, 2014), car les ours noirs (*Ursus americanus*), les loups et les coyotes (*Canis latrans*) fréquentent les aires de coupe (James *et al.*, 2004; Kays *et al.*, 2008; Mahoney et Virgl, 2003; Mosnier *et al.*, 2008b; Boisjoly *et al.*, 2010; Bowman *et al.*, 2010). Les populations d'orignaux et de cerfs

prospèrent dans les zones perturbées et soutiennent des populations de loups plus grandes que celles qui seraient présentes si le caribou était l'espèce-proie principale (Bergerud et Elliott, 1986; James *et al.*, 2011b). Dans la sous-population de Charlevoix, au Québec, les peuplements en régénération (vieux de 6 à 20 ans) possédaient la meilleure couverture végétale au sol, offrant une biomasse élevée de baies et d'autres végétaux aux ours noirs (Brodeur *et al.*, 2008). Mosnier *et al.* (2008b) ont signalé des effets positifs similaires de l'exploitation forestière sur l'habitat de l'ours noir dans l'aire de répartition de la PGA. Les caribous sélectionnent un milieu forestier qui les isole des ours noirs et des loups (Pinard *et al.*, 2012) et, selon Dussault *et al.* (2012), cette modification des tactiques de sélection de l'habitat chez les femelles et les faons entraînait des risques différents de prédation sur les faons par les ours noirs. Le taux de recrutement est inversement lié à la proportion de peuplements forestiers aux premiers stades de succession dans les paysages aménagés (Environment Canada, 2008).

Dans les Territoires du Nord-Ouest et le nord de l'Alberta, les caribous ne s'approchent pas à moins de 400 m des structures linéaires, comme les lignes sismiques (Nagy, 2011). Les taux de déplacement étaient inversement liés aux densités des lignes sismiques; les déplacements locaux des caribous diminuent de plus en plus à mesure que la densité des lignes sismiques augmente, et les caribous évitaient ces derniers lorsqu'ils étaient vulnérables à la prédation et/ou à la chasse. En Alberta, Dyer *et al.* (2001) ont signalé que les caribous femelles évitaient les zones situées dans un rayon de 1 km de sites de puits et de 250 m de routes et de lignes sismiques. Ce comportement d'évitement était plus marqué en hiver et à son plus bas en été. Selon Wasser *et al.* (2011), en hiver, les caribous du nord-est de l'Alberta n'évitent pas les structures linéaires secondaires non utilisées, mais ils évitent les routes principales. À proximité du lac Nipigon, Cumming et Hyer (1998) ont remarqué que les caribous évitaient une route de débardage empruntée par 25 camions travaillant 24 heures sur 24, alors que ce n'était pas le cas l'année précédant et l'année suivant l'utilisation de la route. Le problème semblait donc être lié à la circulation, et non à la route même. Au Québec, il est évident que les caribous se tenaient à au moins 2 km (Rudolph *et al.*, 2012; Dussault *et al.*, 2012) et jusqu'à 10 km des réseaux routiers (Rudolph, 2011). Ils évitaient les routes forestières tertiaires dans un rayon de 750 m, les routes principales, dans un rayon de 1,25 km, et les autoroutes, dans un rayon de 5 km (Leblond *et al.*, 2011, 2013a). Ces distances sont comparables à un seuil d'évitement des routes de 4 km en Ontario (Vors *et al.*, 2007) et de 4,5 km au Québec (Fortin *et al.*, 2013). Leblond *et al.* (2013a) ont estimé la zone d'influence autour des routes à 5 km et indiqué que, au sein de cette zone d'influence, les caribous évitaient des types d'habitat qu'ils choisissaient dans d'autres situations à l'échelle du domaine vital, et qu'ils se déplaçaient davantage, en particulier en cas de forte densité de la circulation.

L'évitement des structures linéaires semble être lié aux risques de prédation. Les loups peuvent utiliser les lignes sismiques (McLoughlin *et al.*, 2003; Latham *et al.*, 2011a) et les routes (Whittington *et al.*, 2011) comme voies de déplacement (ce qui facilite l'accès à l'habitat du caribou, autrefois reculé). Ces structures peuvent également constituer des obstacles aux déplacements des caribous (Dyer *et al.*, 2002) et modifier les taux de rencontre entre les caribous et les prédateurs. Dans les Territoires du Nord-Ouest, la mortalité due à la prédation est plus élevée à proximité des structures linéaires (Larter et

Allaire, 2014) que dans les endroits où vivent les caribous (James et Stuart-Smith, 2000). Selon les simulations par ordinateur, les rencontres entre loups et caribous augmentent avec la densité des perturbations linéaires dans l'habitat du caribou (McCutchen, 2006; Whittington *et al.*, 2011).

Les perturbations anthropiques entraînent une perte directe de l'habitat du caribou en modifiant l'aire de répartition. La pollution sonore causée par les camions et d'autres activités industrielles peut éloigner les caribous des zones fortement utilisées par les humains (COSEWIC, 2012). Les femelles établissent des aires de croissance dans des zones où les perturbations sensorielles dues aux activités de développement ou de récréation sont à leur plus bas niveau (Carr *et al.*, 2007; Schaefer et Mahoney, 2007; Vors *et al.*, 2007; Vistnes et Nellemann, 2008). Dans le cas des femelles parturientes, on recommande un seuil critique de 10 à 15 km par rapport au lieu de perturbation (Carr *et al.*, 2011). Les caribous peuvent également souffrir de stress chronique et subir des conséquences énergétiques négatives lorsqu'ils fuient les perturbations (Bradshaw *et al.*, 1998). On a remarqué que certains individus étaient confinés dans des milieux petits et peu productifs quand les degrés de perturbation étaient élevés (Beauchesne *et al.*, 2014). Les caribous diminuent souvent leur utilisation des zones situées dans un rayon de 1 à 10 km des paysages perturbés (Duchesne *et al.*, 2000; Mahoney et Schaefer, 2002a; Cameron *et al.*, 2005; Vors *et al.*, 2007; Weir *et al.*, 2007; Hins *et al.*, 2009; Faille *et al.*, 2010; Mahant, 2013).

La probabilité que les caribous restent et survivent dans un secteur diminue à mesure que le nombre et la gravité des perturbations augmentent (Vors *et al.*, 2007, Environment Canada, 2011). Lesmerises *et al.* (2013) ont indiqué que, dans les paysages composés de petites parcelles d'habitat (< 100 km^2), les caribous s'étaient concentrés, ce qui les a rendus plus vulnérables à la prédation et a mené à des pièges écologiques. Ils ont constaté que, pour qu'il y ait probabilité de présence élevée de caribous, les forêts principales doivent être de plus de 1 000 km^2 de superficie et non encerclées par un réseau dense de routes, d'aires de coupe et de chalets.

Utilisation de l'habitat

La sélection d'aires d'alimentation riches en lichens, en particulier l'hiver alors que les lichens peuvent être la seule nourriture disponible, peut être un important facteur de la répartition des caribous dans la forêt boréale (Mayor *et al.*, 2009). En Ontario, les « zones d'hivernation » sont associées à des conditions du sol et du couvert forestier favorisant une abondance de lichens terricoles (espèces des genres *Cladina* et *Cladonia*) (Ontario Ministry of Natural Resources, 2014). Les lichens terricoles sont pauvres en protéines, mais constituent une importante source hivernale de glucides (Schaefer et Pruitt, 1991). Les caribous peuvent creuser dans la neige pour atteindre les lichens terricoles, ou se nourrir des lichens arboricoles qui poussent sur les vieux arbres. La neige est souvent moins profonde, et la croûte, moins épaisse, dans les forêts de conifères matures et anciennes que dans les zones ouvertes. Les caribous les utilisent donc pour accéder aux lichens et s'y abritent en cas de conditions hivernales difficiles (Mosnier *et al.*, 2003; Ferguson et Elkie, 2004; Mayor *et al.*, 2009).

Il est généralement reconnu que les forêts de conifères matures et anciennes forment un habitat important utilisé à longueur d'année (Festa-Bianchet *et al.*, 2011; Bastille-Rousseau *et al.*, 2012). Il est difficile d'évaluer l'âge que doit avoir peuplement pour constituer un milieu propice aux caribous, mais des recherches réalisées en Ontario portent à croire que l'espèce préfère les peuplements naturels de 50-60 ans ou plus (Elkie *et al.*, 2009). Dans la région de la réserve Assinica, au Québec, on trouve des caribous dans des zones au cycle de feu de 67 ans (Girard, comm. pers., 2014). Le caribou choisit son habitat en fonction de l'hétérogénéité naturelle de la forêt boréale (p. ex. âge et composition spécifique) (Racey et Arsenault, 2007). Par exemple, il utilisera les peuplements petits et distincts d'une jeune forêt ou d'une forêt de feuillus, à condition qu'ils se trouvent à proximité de grandes parcelles d'une forêt dominée par les conifères (Elder, comm. pers.).

La taille des peuplements forestiers compte également. Lesmerises *et al.* (2013) ont indiqué qu'au Québec les peuplements doivent atteindre environ 270 km^2 pour que la probabilité d'utilisation par le caribou s'élève à 50 %. Ils ont conclu qu'un peuplement de 100 à 250 km^2 était trop petit pour soutenir la présence de caribous de la PB et que la composition et la structure matricielles de la forêt étaient importantes. Nagy (2011) a avancé l'hypothèse selon laquelle on peut assurer la survie des caribous des Territoires du Nord-Ouest dans les zones où au moins 46 % du territoire est non brûlé et organisé en parcelles de plus de 500 km^2 dans une aire de répartition relativement vierge, où la diversité des prédateurs et des autres proies est faible. Ces éléments de l'habitat peuvent être importants pour plusieurs activités, notamment l'alimentation, la mise bas et la protection contre les insectes, ou simplement aux fins de connectivité entre les parcelles d'habitat privilégiées (Nagy, 2011).

Population de Terre-Neuve

Les milieux disponibles pour la PTN se composent d'une mosaïque de parcelles d'étendue petite à vaste de forêts de conifères, de toundra, d'arbustaies et de complexes de tourbières ombrotrophes/milieux humides. Les conditions de neige en hiver influent fortement sur le choix de l'habitat dans la partie centrale de l'île, et les forêts de conifères sont importantes tout au long de l'année (Hébert, 2012). En général, les caribous préfèrent les milieux humides, la toundra et les zones arbustives pendant les saisons sans neige, et choisissent des forêts de conifères matures à anciennes en hiver afin de réduire le plus possible le stress énergétique lié à l'accumulation de neige (Mahoney et Virgl, 2003; Wells *et al.*, 2011). D'avril à la mi-mai, les femelles ont tendance à migrer et à se rassembler dans les aires de mise bas traditionnelles, formées de toundra entourée de forêts de conifères contiguës, et entrecoupée de zones d'arbres écorcés par le vent ou de vieux peuplements de conifères (Saunders, 2007). Comparativement aux mâles, les femelles de la sous-population de Middle Ridge ont une préférence marquée pour les tourbières ombrotrophes, qui peuvent réduire les risques de prédation sur les faons (Schaefer et Mahoney, 2007). En hiver, elles choisissent des zones où les lichens terricoles sont très abondants à grande échelle et, dans les secteurs riches en lichens, elles privilégient des microsites où la neige est molle et peu profonde (Mayor *et al.*, 2007, 2009).

Selon des échantillons de matières fécales prélevés entre 1990 et 1997 et entre 2010 et 2011, la PTN consomme une grande variété de plantes tout au long de l'année. Les lichens terricoles comptent pour une grande part (33 % en été et 62 % en automne), tandis que les lichens arboricoles sont relativement rares dans le régime alimentaire (< 4 %) (Soulliere et Mahoney, 2014). En dépit de cette utilisation, on ne pense pas que les lichens terricoles constituent une ressource alimentaire limitative à Terre-Neuve (Humber *et al.*, 2009).

Certaines sous-populations occupent des paysages plutôt non perturbés, mais d'autres occupent des zones perturbées par la foresterie industrielle, l'aménagement de routes d'accès et la présence d'autres empreintes anthropiques. Certaines sous-populations évitent les zones récemment exploitées, et les femelles accompagnées de faons affichent une sensibilité accrue (Chubbs *et al.*, 1993; Mahoney et Virgl, 2003; Schaefer et Mahoney, 2007). Des zones visées par la coupe du bois ont été associées à une baisse des taux de recrutement de faons dans la PTN (McCarthy *et al.*, 2011).

Population de la Gaspésie-Atlantique

La PGA utilise beaucoup les milieux alpins des plateaux montagneux et les peuplements matures de sapins baumiers (*Abies balsamea*) et d'épinettes des flancs boisés des montagnes à plus de 700 m au-dessus du niveau de la mer (St-Laurent *et al.*, 2009). Elle abandonne parfois les milieux alpins lorsque les conditions de neige bloquent l'accès à la nourriture (Ouellet *et al.*, 1996). En été, la PGA utilise souvent des zones de haute altitude où des vents forts et des parcelles de neige restantes la protègent des insectes (Boileau, 1996). Pendant le rut, les caribous se rassemblent également dans des milieux ouverts à hautes altitudes pour faciliter l'accouplement (Bergerud, 1973; Ouellet *et al.*, 1996). Au printemps, les femelles et les faons restent à des altitudes élevées et consomment du fourrage d'hiver malgré la disponibilité des pousses vertes à basses altitudes. Ils réduisent ainsi les risques de prédation sur les faons (Ouellet *et al.*, 1996).

Pendant l'hiver, la PGA peut rechercher des peuplements matures de sapins afin d'accéder à un autre type de fourrage d'hiver, comme les lichens arboricoles (Boileau, 1996; Mosnier *et al.*, 2003), qui peuvent représenter jusqu'à 53 % du régime alimentaire hivernal (27 % en été; St-Laurent *et al.*, 2009). Dans l'aire de répartition de la PGA, Arseneau *et al.* (1997) ont estimé la biomasse de lichens arboricoles (principalement *Usnea* spp., *Alectoria sarmentosa* et *Bryoria* spp.) dans 3 ceintures altitudinales comprises entre 720 et 1 068 m. Les biomasses rapportées étaient de 1 306, 150 et 11 kg/ha dans les ceintures montagneuse (< 900 m), subalpine et alpine (> 1 000 m), respectivement. Dans la forêt de conifères, la neige au sol est dense et peut faciliter l'accès aux lichens arboricoles poussant plus en hauteur, ce qui augmente la disponibilité du fourrage. Mosnier *et al.* (2003) ont découvert que la PGA sélectionnait des parcelles de forêt abritant des lichens arboricoles abondants, des arbres de grande taille et une couche de neige dure. Les lichens terrestres sont relativement absents de l'aire de répartition de la PGA, qui en consomme rarement (St-Laurent, comm. pers.).

Population boréale

Il existe des variations locales dans la sélection de l'habitat au sein des écozones (Environment Canada, 2011), mais l'habitat de la PB se compose principalement de peuplements de forêts matures ou anciennes (c.-à-d. de plus de 80 ans) d'épinettes (*Picea* spp.) et de pins (*Pinus* spp.), entremêlés de tourbières et de fondrières présentant une forte abondance de lichens et une faible densité de prédateurs (O'Brien *et al.*, 2006; Brown *et al.*, 2007; Courtois *et al.*, 2007). Dans le nord-est de la Colombie-Britannique, le caribou utilise principalement de vastes tourbières toute l'année, et des peuplements matures de pins tordus latifoliés (*Pinus contorta*) et d'épinettes noires (*Picea mariana*) à couvert fermé à la fin de l'hiver et pendant les périodes de forte accumulation de neige (British Columbia Ministry of the Environment, 2010). En Ontario et au Québec, les femelles utilisent un habitat composé en majorité de forêts de conifères matures ou anciennes (Brown *et al.*, 2003; Courbin *et al.*, 2009). En général, le caribou boréal n'utilise pas les brûlis récents, peut-être en raison de la faible disponibilité de lichens (Rettie et Messier, 2000; Vors *et al.*, 2007; Sorensen *et al.*, 2008). En Colombie-Britannique, les caribous utilisent des brûlis récents au printemps pour accéder au fourrage autre que les lichens (Boonstra et Sinclair, cités dans Fisher et Wilkenson, 2005). Les aires d'hivernage de la PB varient peu d'une année à l'autre (Cumming *et al.*, 1996; Ferguson et Elkie, 2004) et sont généralement caractérisées par des zones riches en lichens à faible épaisseur de neige (Barrette et Vandal, 1986; Courbin *et al.*, 2009; Moreau *et al.*, 2012). La fidélité aux sites diminue dans les zones perturbées par des phénomènes naturels ou anthropiques (Faille *et al.*, 2010).

Tendances en matière d'habitat

La section ci-dessous présente les tendances en matière d'habitat qui ont été observées récemment et qui ont généralement toujours en cours. La section **Menaces** du rapport décrit les menaces, dont une grande partie est liée aux modifications de l'habitat, ainsi que les prévisions de modifications de l'habitat.

A) Modification de la structure de l'habitat

La réaction des caribous à l'exploitation forestière semble similaire dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce, vraisemblablement parce que la coupe à blanc est courante dans l'aire de répartition de chaque UD. La nature temporelle de la menace constitue un aspect important de la foresterie. La réoccupation étendue des sites de coupe à blanc n'est pas documentée (Wilkinson, 2010), mais la succession dans les forêts perturbées entraîne une augmentation de la nourriture et du couvert au fil du temps, ce qui porte à croire que le caribou devrait occuper de nouveau les sites coupés à blanc. Certains plans de rétablissement du caribou et plans d'aménagement forestier reposent sur la possibilité que les zones exploitées deviennent l'habitat du caribou (voir **Protection et propriété de l'habitat**). En Ontario, par exemple, on a replanté des pins ou des épinettes sur 3 sites coupés à blanc entre 1952 et 1970. Les caribous boréaux les utilisent à présent, tant en été qu'en hiver, en grande partie parce que les refuges dans les environs ont été conservés (Racey *et al.*, 1996; Racey *et al.*, 2010; Rose et Racey, 2010; Ontario Ministry of Natural Resources, 2012). La réoccupation d'aires de coupe est possible si elles retrouvent

des caractéristiques similaires à celles du peuplement d'origine (Fisher et Wilkinson, 2005; Faille *et al.*, 2010), mais ce n'est pas le cas de toutes les aires de coupe. Hébert et Weladji (2013) ont montré que des aires de coupe (datant de plus de 40 ans) n'étaient pas devenues des forêts aux caractéristiques de peuplement équivalentes à celles des forêts de conifères choisies par les caribous au centre de Terre-Neuve. Le couvert régénéré dans les sites de coupe était plus fermé et moins propice au fourrage que celui des forêts de conifères non exploitées.

La prédation peut également avoir des répercussions sur la réoccupation, du moins dans la PB. Le caribou peut être absent des coupes plus anciennes si les densités de loups et d'orignaux demeurent élevées (Boertje *et al.*, 1996; Rettie et Messier, 2000) et que la disponibilité des lichens est faible (Johnson *et al.*, 2004). Vors *et al.* (2007) ont indiqué qu'en Ontario les caribous qui vivaient dans un rayon de 13 km des aires de coupe à blanc avaient disparu en 20 ans. Faille *et al.* (2010) ont montré que le caribou était très fidèle aux aires exploitées, qui créent un piège écologique de prédation accrue. Vors *et al.* (2007) ont signalé que les caribous avaient disparu en 20 ans des zones situées dans un rayon de 13 km d'aires coupées à blanc. En résumé, il est difficile de prévoir la réoccupation. Étant donné les échelles et les facteurs multiples liés à l'occupation par le caribou, l'utilisation de toute aire exploitée donnée est probablement associée à la superficie et à la configuration de la forêt à plus grande échelle qui ont gardé le caribou, ainsi qu'à la densité des prédateurs.

Population de Terre-Neuve

L'utilisation de l'habitat par la PTN s'est modifiée lorsque le déclin a commencé, après les années 1990. Une étude examinant des données de la sélection de l'habitat par une sous-population de la PTN (c.-à-d. Middle Ridge) sur 30 ans a révélé que le caribou modifiait ses préférences en matière d'habitat en évitant les aires de coupe ainsi que les forêts à couvert ouvert et fermé, et qu'il choisissait plutôt la toundra, les arbustaies et les milieux humides (Mahoney et Schaefer, 2011). Il se peut que la modification de l'utilisation de l'habitat soit une réaction à la présence de prédateurs, mais également à la faible quantité de lichens. La proportion des mousses dans le régime alimentaire de la PTN a augmenté depuis les années 1990, et la prêle (*Equisetum* sp.) n'est apparue dans l'alimentation que dans les années 2010. Il se peut que l'usure dentaire accrue soit due à une baisse globale de la qualité de l'alimentation, ou plus précisément à la teneur élevée en silice dans la prêle. Des analyses préliminaires indiquent une baisse de la qualité de l'aire de répartition depuis la période où la taille de la PTN était à son pic (Soulliere et Mahoney, 2014). Les caribous affichent des réactions morphologiques dépendantes de la densité, comme la réduction de la taille de l'os de la mâchoire, du poids à la naissance et de la qualité des bois, tous des indicateurs d'une faible disponibilité des nutriments (Mahoney et Weir, 2009; Mahoney *et al.*, 2011; Weir *et al.*, 2014). Certains de ces indices sont en train de retourner aux niveaux observés avant le déclin (voir **Fluctuations et tendances**).

La forte densité des orignaux introduits peut nuire à l'habitat du caribou. La densité globale d'environ 1,3 orignal/km^2 et la densité maximale d'environ 15 orignaux/km^2 dans des zones locales font partie des densités les plus élevées du monde (McLaren *et al.*, 2004). De fortes densités d'orignaux empêchent la régénération des sapins baumiers après la perturbation du couvert (Gosse *et al.*, 2011). La surabondance d'orignaux sur l'île a des répercussions sur le paysage, car elle ralentit le taux de succession de la forêt après une perturbation, ce qui peut avoir une incidence à long terme sur l'habitat du caribou. Toutefois, à l'heure actuelle, aucune preuve concluante ne révèle d'impacts graves des orignaux sur les caribous de Terre-Neuve.

Population de la Gaspésie-Atlantique

Au début du XX^e siècle, la forêt préindustrielle de la région de la Gaspésie était principalement composée de vieux peuplements de sapins baumiers et d'épinettes blanches (*Picea glauca*) de plus de 100 ans. L'exploitation forestière extensive des 50 à 70 dernières années a changé la structure de la forêt qui, de forêt mature, s'est transformée en jeune forêt (Lesmerises, 2012). En règle générale, la nouvelle forêt n'a pas conservé toutes les caractéristiques de l'écosystème naturel. Par exemple, Boucher *et al.* (2009) ont conclu que les pratiques d'exploitation forestière du XX^e siècle ont grandement altéré la configuration végétale préindustrielle de l'est du Québec de sorte qu'il faudrait aujourd'hui élaborer des stratégies d'aménagement forestier axées sur l'écosystème pour restaurer la dominance des conifères, les gradients altitudinaux et une structure irrégulière semblable à celle des anciens peuplements forestiers.

Dans l'aire de répartition de la PGA, Stone *et al.* (2008) ont signalé une lente augmentation de la biomasse de lichens arboricoles au fil du temps, avec une production de biomasse négligeable sur moins de 50 ans et une production de biomasse maximale après 70 à 90 ans, dans les peuplements dominés par le sapin baumier. Selon eux, la biomasse de lichens se stabilisera au moment où les arbres deviendront sénescents, soit dans une centaine d'années.

La foresterie a été autorisée au sein du parc national de la Gaspésie de 1938 à 1977, et l'exploitation minière a été pratiquée de 1943 à 1963 (St-Laurent *et al.*, 2009). L'exploitation des ressources naturelles se poursuit dans les réserves fauniques de Matane et des Chic-Chocs, voisins du parc national de la Gaspésie. Une grande partie de l'habitat de la PGA environnant subit donc en permanence les répercussions de la mise en valeur des ressources. Le paysage perturbé soutient une forte abondance de prédateurs, principalement d'ours noirs et de coyotes (St-Laurent *et al.*, 2009).

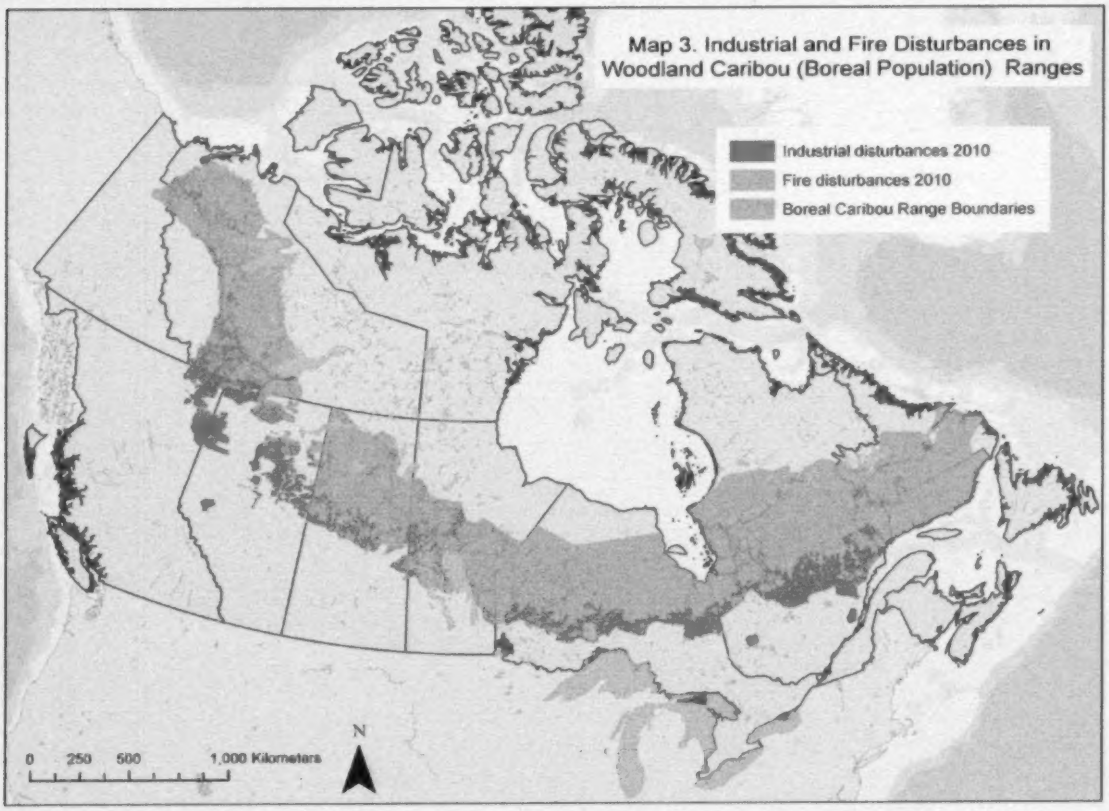
La PGA cohabite avec une importante population d'orignaux. En 2007, on a estimé la population d'orignaux à 4,8/km^2 dans la réserve faunique de Matane (Lamoureux *et al.*, 2007), densité jamais atteinte auparavant au Québec qui a eu des répercussions négatives sur la régénération des sapins baumiers à la suite de la récolte forestière (Gingras, 2013). Les orignaux nuisent peut-être à l'habitat de la PGA étant donné les degrés de pâturage élevés, mais aussi la transmission de parasites (voir **Menaces** – Espèces indigènes problématiques).

L'utilisation de l'habitat par les caribous femelles, en particulier celles accompagnées de faons, a changé au cours des dernières décennies. La PGA n'affiche pas de différences saisonnières en ce qui concerne l'utilisation de l'habitat; elle se cantonne aux sommets des montagnes au printemps, où la probabilité de rencontrer des prédateurs est faible, et la détection des prédateurs, élevée, mais où le fourrage nutritif se fait rare (Ouellet *et al.*, 1996). La PGA utilise de plus en plus les milieux ouverts depuis les années 1970. D'après Ouellet *et al.* (1996), entre 1975 et 1977, 31 % des positions radiotélémétriques se trouvaient en milieux alpins, contre 45 % entre 1987 et 1992. Pendant cette dernière période, 43 % des positions estivales et 62 % des positions automnales étaient en milieux alpins (Ouellet *et al.*, 1996), contre 65 % (en été) et 70 % (en automne) de 1998 à 2001 (Mosnier *et al.*, 2003). Il se peut que l'utilisation accrue des milieux alpins constitue une stratégie d'évitement des prédateurs, mais les modifications des conditions de neige, les perturbations dans des zones situées à l'extérieur du parc, l'évitement des structures linéaires au sein du parc ou les changements dans la compétition interspécifique peuvent également expliquer ces variations de l'utilisation de l'habitat. Il se peut aussi que la fuite vers des secteurs situés à des altitudes plus élevées soit une stratégie d'évitement des parasites par l'éloignement des orignaux et des cerfs de Virginie, porteurs éventuels du ver des méninges (Kutz, comm. pers.).

Population boréale

Il a été établi que la foresterie, l'aménagement de routes, de couloirs de services publics, de l'infrastructure pétrolière et des sentiers polyvalents, et l'exploitation minière avaient tous des répercussions négatives sur l'habitat de la PB (voir par exemple James et Stuart-Smith, 2000; Rettie et Messier, 2000; Dyer *et al.*, 2001, 2002; McLoughlin *et al.*, 2003; Vors *et al.*, 2007; Arsenault et Manseau, 2011; Latham *et al.*, 2011a; Dussault *et al.*, 2012; voir **Menaces**). Dans le programme de rétablissement national (Environment Canada, 2012), un milieu est considéré comme perturbé en présence : i) de perturbations anthropiques visibles sur des images Landsat à une échelle de 1:50 000, ce qui comprend les milieux situés dans une zone tampon de 500 m par rapport aux perturbations anthropiques; ii) de perturbations liées à des incendies ayant sévi ces 40 dernières années, telles qu'elles sont décrites à partir des données provenant des compétences responsables (sans zone tampon) (Environnement Canada, 2012). L'empreinte des perturbations industrielles la plus importante pour la PB est observée dans le sud des régions boréales du Canada (figure 3). En Alberta, toutes les aires de répartition de la PB sont fortement perturbées (plage : 57-95 %; Environnement Canada, 2012). En Colombie-Britannique, Thiessen (2009) a signalé une forte perturbation (plage : 58-87 %), résultant principalement de l'exploitation pétrolière et gazière. On en sait moins sur le caribou en Saskatchewan ainsi que dans certaines régions du Manitoba et de l'Ontario (Environment Canada, 2012). Dans les Territoires du Nord-Ouest, l'aire de répartition de la PB est moins perturbée (31 %), et la majorité de cette perturbation (24 %) est causée par les incendies (Environment Canada, 2012). Au moins la moitié de l'aire de répartition de la PB dans le nord de l'Ontario, du Québec et du Labrador demeure assez peu perturbée par les sources anthropiques. La figure 3 présente une configuration spatiale type des perturbations anthropiques dans la portion sud de l'aire de répartition du caribou ainsi que des

perturbations naturelles attribuables aux incendies et aux chablis dans la portion nord. Dans l'est du pays, l'aire de répartition de la PB se contracte vers le nord, alors que, dans l'ouest, elle se fragmente fortement et se rétrécit aussi vers le nord.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Map 3. Industrial and Fire Disturbances in Woodland Caribou (Boreal Population) Ranges = Carte 3. Perturbations industrielles et perturbations liées aux incendies dans les aires de répartition du caribou (population boréale)

Industrial disturbances 2010 = Perturbations industrielles 2010

Fire disturbances 2010 = Perturbations liées aux incendies 2010

Boreal Caribou Range Boundaries = Limites des aires de répartition du caribou boréal

Kilometers = kilometers

Figure 3. Emplacement des perturbations anthropiques (p. ex. exploitation forestière, exploitation minière et aménagement de routes, avec zones tampons de 500 m) et naturelles (p. ex. incendies, chablis) dans l'unité désignable de la population boréale restante, en date de 2010. Source : Lee, 2012.

B) Modification des taux de prédation

Les taux de prédation peuvent augmenter jusqu'à atteindre des niveaux non soutenables lorsque les modifications des milieux forestiers entraînent l'augmentation des populations d'orignaux ou de cerfs de Virginie, ou l'arrivée de nouveaux prédateurs. Les taux de prédation sur le caribou peuvent augmenter à la suite d'une modification de l'utilisation des terres (p. ex. routes, activités forestières) due à l'accès accru (voir **Menaces**), mais aussi de la hausse des densités de prédateurs due à l'arrivée d'autres proies. On emploie le terme « compétition apparente » pour décrire le déclin de la population d'une espèce-proie qui coïncide avec l'augmentation de la population d'une autre, mais qui n'est pas due à une compétition directe pour une même source de nourriture, mais plutôt à la présence d'un prédateur commun (Holt, 1977). La compétition apparente commence lorsque des perturbations naturelles et/ou anthropiques transforment la structure forestière en milieux idéaux pour les orignaux et les cerfs (Latham *et al.*, 2011b). Ces ongulés favorisent à leur tour des populations de prédateurs plus grandes que ne le ferait le caribou à lui seul, compte tenu de leur jeune âge au moment de la première reproduction et des naissances multiples. Les effets de la prédation sur le caribou sont ainsi exacerbés. Habituellement, la nouvelle espèce-proie (c.-à-d. l'orignal ou le cerf) est un généraliste de l'habitat, avec un taux de reproduction élevé, et le nombre de prédateurs ne suit pas le déclin de l'espèce-proie d'origine (c.-à-d. le caribou) (Holt, 1977). La relation inverse dépendant de la densité entre le prédateur et la proie d'origine qui en résulte peut entraîner la disparition locale du caribou, ou faire diminuer la population bien au-dessous de la capacité de charge.

Différentes hypothèses ont été émises quant au rôle de la compétition apparente dans le déclin des populations de caribous. Il est possible que les taux de prédation aient augmenté parce que des structures linéaires, comme les routes, les lignes sismiques et les corridors hydroélectriques, ont augmenté l'efficacité de la recherche de nourriture des prédateurs. Il se peut aussi que les populations de caribous soient plus vulnérables à la prédation en raison du confinement du caribou boréal à un nombre limité de zones non perturbées (Elder, comm. pers.). Des recherches en cours en Ontario examinent ces hypothèses et visent à définir les possibles facteurs cumulatifs en interaction avec le déclin des caribous (Ontario Ministry of Natural Resources, 2014).

Population de Terre-Neuve

La prédation représentait 59 % des cas de mortalité chez les faons de 1979 à 1997 (Mahoney et Weir, 2009), et 90 %, de 2003 à 2012 (Lewis et Mahoney, 2014). On ne connaît pas le rôle de la compétition apparente au sein de la PTN, mais on ne pense pas qu'elle soit aussi importante que dans les autres UD. On ne sait pas si l'exploitation forestière a fait augmenter les populations d'orignaux à Terre-Neuve ni si la densité des prédateurs a augmenté en raison de la présence des orignaux. Il a été prouvé que les coyotes et les ours noirs consommaient une grande quantité de viande d'orignal, principalement sous forme de charogne. Toutefois, on ne sait pas vraiment si les cadavres d'orignaux ont des répercussions sur la taille des populations de coyotes et d'ours

(Pardy-Moores, comm. pers., Department of Environment and Conservation, données inédites).

Les connaissances sur les répercussions de la compétition apparente sont surtout fondées sur les zones dans lesquelles le loup est le principal prédateur du caribou; or, le loup est absent de l'aire de répartition de la PTN, tandis que le coyote ne semble pas se nourrir d'un grand nombre de caribous adultes. Entre 2003 et 2012, 57 % de 730 nouveau-nés munis d'un radio-émetteur sont morts de la prédation dans les 6 mois (Lewis et Mahoney, 2014). La plupart des cas de mortalité (90 %) étaient causés par la prédation. L'ours noir était le responsable dans 34 % des cas, le coyote, dans 28 %, le Pygargue à tête blanche ou le lynx, dans 16 %, et des prédateurs non définis, dans 16 %. Les autres morts étaient attribuables au manque de nourriture, aux accidents, à la perte de la mère (faons orphelins). Le coyote est arrivé à Terre-Neuve en 1985 (Mahoney et Schaefer, 2002b). Le lynx a toujours été l'un des principaux prédateurs des faons (Bergerud, 1971), mais il l'est moins depuis l'arrivée du coyote; il se peut que la prédation exercée par le coyote compense celle du lynx. Les preuves d'une prédation importante d'adultes par les coyotes en hiver sont peu nombreuses : seuls 18 individus équipés d'un collier émetteur sur 424 ont été tués par des coyotes entre 2004 et 2011 (Lewis et Mahoney, 2014). Les taux de survie des adultes avant et après la colonisation par le coyote ne sont pas significativement différents, ce qui porte à croire que la prédation par le coyote ne s'ajoute pas à d'autres causes de mortalité chez les caribous adultes (Weir *et al.*, 2014).

Population de la Gaspésie-Atlantique

Les loups avaient disparu de la région au XX^{e} siècle et le coyote, plus petit, s'y est établi dans les années 1980 (Crête et Desrosiers, 1995). Bien que le coyote soit plus petit, la prédation qu'il exerce sur la PGA est suffisante pour avoir des répercussions sur les effectifs; en outre, le nombre de coyotes s'accroît sous l'effet des perturbations (voir **Menaces** – Espèces indigènes problématiques).

Population boréale

On estime que la compétition apparente est un facteur essentiel du déclin du caribou dans certaines parties de l'aire de répartition de la PB (Stuart-Smith *et al.*, 1997; Rettie et Messier, 1998; Schaefer *et al.*, 1999; Vors *et al.*, 2007). La compétition apparente des systèmes loup-caribou-orignal est étudiée attentivement dans l'ouest du pays, mais moins dans l'est.

Le loup est considéré comme le principal prédateur du caribou dans l'aire de répartition de la PB (Rettie et Messier, 2000; McLoughlin *et al.*, 2005). Les loups peuvent rechercher activement les espèces-proies les moins compétitives (p. ex. caribou) (Tremblay-Gendron, 2012), alors que l'ours noir est un prédateur plus opportuniste (Bastille-Rousseau *et al.*, 2011). On prévoit que les loups entraîneront un déclin de la population de caribous si leur densité est supérieure à 6,5 loups/1 000 km^2 (Bergerud et Elliot, 1998).

La persistance du caribou dans la forêt boréale dépendra de la possibilité que ses besoins en matière d'espace en vue d'éviter les prédateurs soient comblés ou non (Bergerud, 1985, 1988). Smith *et al.* (2000) ont indiqué que, si l'aire d'hivernage continuait de se fragmenter en Alberta à cause de la coupe du bois et d'autres activités industrielles, la stratégie d'« espacement » permettant de lutter contre les prédateurs utilisée par le caribou pourrait être compromise.

Dans certaines parties de l'aire de répartition de la PB en Alberta, les densités de loups ont augmenté, passant de 6 loups/1 000 km^2 de 1994 à 1997 (James *et al.*, 2004) à 11,5 loups/1 000 km^2 de 2001 à 2009. Le déclin de la PB s'est accéléré au moment où la densité des loups était la plus élevée (Hervieux *et al.*, 2013). On ne connaît pas les modifications de la densité des loups dans les autres secteurs de l'aire de répartition.

À notre connaissance, il n'existe aucune étude publiée sur la réoccupation par le caribou de zones perturbées à fortes densités de prédateurs et d'autres espèces-proies. La compétition apparente peut compromettre de façon irrémédiable la capacité du caribou à s'éloigner géographiquement des prédateurs et des autres proies (Losier, 2013; Peters *et al.*, 2013).

BIOLOGIE

Cycle vital et reproduction

La longévité maximale répertoriée est de 22 ans chez les caribous en captivité (Müller *et al.*, 2010), et on l'estime à 19,5 (Schmelzer, comm. pers.) et à 17 ans (Larter et Allaire, 2014) chez les caribous sauvages de la PB. Toutefois, rares sont les mâles et les femelles qui vivent plus de 10 et 15 ans, respectivement (Thomas et Kiliaan, 1998; Larter et Allaire, 2014). La structure d'âge au sein de la population de caribous peut changer au fil du temps, car les taux de survie et de fécondité au sein de chaque classe d'âge varient eux aussi temporellement. Par exemple, la moyenne d'âge des femelles de la PTN était de 3,8 ans en 1980 et de 6,2 ans en 2008 (Lewis et Mahoney, 2014). La durée d'une génération présentée dans ce rapport est fondée sur la moyenne d'âge des parents au sein de la population. Par conséquent, elle reflète le taux de renouvellement des individus reproducteurs d'une population (IUCN Standards and Petitions Subcommittee, 2013). En ce qui concerne la PTN, les taux moyens de survie et de fécondité en 2004 et en 2010 étaient de 0,86 et de 0,77, respectivement. On a estimé la durée d'une génération à 6,2 ans pour la PTN, d'après l'hypothèse voulant que la sénescence débute à 12 ans en ce qui concerne la survie et à 9 ans en ce qui concerne la fécondité, et que la durée de vie maximale soit de 17 ans (Neville, J., NLDEC, données inédites, 2013). Dans le présent rapport, on utilise une durée de génération de 6 ans. On n'a pas calculé les durées d'une génération de la PGA et de la PB, mais elles sont vraisemblablement d'environ 6 ans également.

Les valeurs de la taille des populations de caribous sont généralement biaisées en faveur des femelles, peut-être parce que la chasse récréative vise surtout les mâles dans certains secteurs. Bergerud (1980) a rapporté un rapport des sexes moyen de 36 mâles adultes/100 femelles adultes dans la PGA, de 32/100 dans les « sous-populations intérieures » de la PTN, de 40/100 dans la sous-population d'Avalon de la PTN et de 40/100 dans la sous-population de Pukaskwa de la PB, en Ontario. Hettinga *et al.* (2012) ont estimé un rapport des sexes de 76 mâles/100 femelles dans la sous-population de North Interlake (PB), au Manitoba. Dans la PTN, le rapport des sexes chez les adultes favorise de plus en plus les femelles depuis les années 1960 (Mahoney et Weir, 2009; Weir *et al.*, 2014). Le taux de capture des mâles était estimé à 16 % dans les années 2000. La proportion de mâles dans la population augmente depuis 2009 en raison de l'adoption de permis de chasse valant pour les 2 sexes, ce qui a réduit la pression exercée par la chasse sur les mâles (NLDEC, données inédites, 2013). Dans la PGA, qui n'est pas visée par la chasse, le rapport des sexes est pratiquement identique depuis 1983 (Lalonde, comm. pers., 2014).

Les femelles mettent bas pour la première fois quand elles sont âgées entre 24 et 48 mois, selon la qualité de l'aire de répartition (Bergerud, 1971; Crête *et al.*, 1996; Larter, comm. pers.). Les mâles peuvent être actifs sexuellement à 2 ans, mais ils le sont généralement quand ils ont plus de 4 ans. Dans les Territoires du Nord-Ouest, les caribous femelles de la PB donnent naissance à seul un faon alors qu'ils sont âgés de 2 à 16 ans (Larter et Allaire, 2014). La mise bas est très synchronisée au sein d'une population de caribous, mais elle varie géographiquement. Par exemple, elle atteint son maximum à la mi-mai en Colombie-Britannique (PB) (British Columbia Ministry of Environment, 2010), au milieu ou à la fin de mai dans les Territoires du Nord-Ouest (PB) (Nagy, 2011; Larter et Allaire, 2014], à la fin de mai à Terre-Neuve (PB) (Bergerud, 1975) et au début ou au milieu de juin au Labrador (PB) (Schmelzer, 2014).

Les caribous sont polygynes; les mâles rassemblent les femelles dans des harems, bien que ce phénomène soit moins prononcé que chez les autres ongulés grégaires, et ils ont tendance à protéger plusieurs femelles en même temps et à empêcher d'autres mâles de s'approcher (Kelsall, 1968; L'Italien *et al.*, 2012). La période du rut a lieu à la mi-octobre dans la PTN (Bergerud, 1975) et de la fin septembre à la mi-octobre dans la PB au Labrador (Schmelzer, 2014). Dans la PGA, le rut a lieu pendant les trois premières semaines d'octobre (Bergerud, 1973).

Chez les caribous, la gestation dure de 215 à 230 jours (McEwan et Whitehead, 1972; Bergerud, 1975). Les femelles peuvent procréer tous les 2 ans si les conditions d'alimentation sont mauvaises ou que leurs réserves corporelles de gras et de protéines sont réduites à cause des soins qu'elles ont prodigués à leur progéniture précédente (Gerhart *et al.* 1997). Les taux de gestation et de productivité sont généralement élevés (entre 75 et 100 %) dans la PB (Bergerud, 1974; Nagy, 2011; Rettie et Messier, 1998). Dans la PTN, la productivité était comprise entre 70 et 100 % de 1960 à 2012, affichant un taux de 70 à 90 % la plupart des années (Weir *et al.*, 2014). Elle n'a pas beaucoup varié, en particulier en comparaison avec d'autres paramètres du cycle vital (p. ex. abondance,

âge moyen, survie des faons, etc.). Les taux de gestation dans la PGA allaient de 60 (en 2013) à 89 % (en 2014) (M.-H. St-Laurent, données inédites).

Physiologie et adaptabilité

Les réserves corporelles de gras et de protéines du caribou fluctuent souvent de façon marquée selon les saisons, ce qui reflète des différences dans qualité de l'alimentation et les facteurs de stress énergétique (p. ex. neige profonde, harcèlement par les insectes) (Barboza *et al.*, 2004; Barboza et Parker, 2008; Vors, 2013). Durant les saisons sans neige, le caribou consomme une grande variété de végétaux herbacés riches en azote, essentiels à la synthèse des protéines. Les mâles peuvent perdre jusqu'à 25 % de leurs réserves de protéines pendant le rut (Barboza *et al.*, 2004). Chez les femelles, les réserves de protéines servent à la gestation et à la lactation (Gerhart *et al.*, 1997). Le régime alimentaire hivernal est faible en azote en raison de leur grande dépendance à l'égard des lichens, mais les caribous sont en mesure de conserver des protéines pour faire face aux carences alimentaires (Parker *et al.*, 2005). L'espèce absorbe également moins de nourriture l'hiver en raison de la baisse de la qualité et de la disponibilité du fourrage (caché sous la neige), et réduit ses besoins énergétiques.

Déplacements et dispersion

Population de Terre-Neuve

La PTN se rassemble en groupes sociaux composés de dizaines à des centaines d'individus, et la plupart des sous-populations entreprennent de petites migrations saisonnières. Certaines sous-populations migrent vers les aires de mise bas et les aires d'estivage et d'hivernage, tandis que d'autres restent dans le même secteur général tout au long de l'année. La période de migration de la PTN varie au sein des sous-populations, et entre elles. Elle peut également varier à l'échelle des individus en raison de facteurs environnementaux (p. ex. neige), ou être la même d'une année à l'autre, quels que soient les facteurs environnementaux (Mahoney et Schaefer, 2002a).

La PTN utilise constamment 7 corridors migratoires (Wells *et al.*, 2011). Les caribous restent dans les aires de mise bas jusqu'à la fin juin, puis migrent vers les aires d'estivage. La fidélité aux sites est forte, mais varie en fonction des saisons et de la densité (Weir *et al.*, 2014). La formation de hardes est le plus prononcée après la mise bas (Schaefer et Mahoney, 2013). La PTN se déplace moins et est plus fidèle aux sites en été. Elle est moins fidèle aux aires de mise bas traditionnelles après un pic de la population (Schaefer et Mahoney, 2013). Après la saison du rut, les caribous migrent vers les aires d'hivernage, où l'accès à la nourriture est plus facile et le couvert est meilleur. À l'inverse, les femelles sont beaucoup moins philopatriques en hiver, et les individus se trouvent habituellement à 35 à 45 km de l'endroit où ils se trouvaient l'année précédente (Schaefer et Mahoney, 2013). Cette tendance révèle peut-être que la PTN est plus souple en ce qui concerne les conditions de fourrage (p. ex. abondance et disponibilité) en hiver qu'au printemps et en été parce qu'elle peut devoir répondre à des besoins plus stricts en matière d'habitat au cours de ces saisons.

Population de la Gaspésie-Atlantique

La PGA entreprend des migrations altitudinales à une échelle spatiale limitée, depuis les forêts de conifères fermées jusqu'aux sites alpins ouverts (Moisan, 1958). La taille du domaine vital des femelles adultes est petite (148 km^2 en moyenne, de 1987 à 1992) et ne varie en fonction ni des saisons ni des années (Ouellet *et al.*, 1996). La PGA utilise des milieux alpins en automne, car les aires ouvertes semblent faciliter l'accouplement (Bergerud, 1973). Les femelles utilisent les milieux alpins au printemps et pendant la période de mise bas pour éviter la prédation. On n'observe toutefois aucune tendance migratoire saisonnière distincte chez les femelles (Ouellet *et al.*, 1996).

La dispersion de la PGA est limitée, car la foresterie a beaucoup modifié l'environnement autour de son aire de répartition annuelle. Il semble que les caribous qui fréquentent les 3 sommets (monts Logan, Albert et McGerrigle; figure 2) soient relativement isolés et que l'UD agisse en tant que métapopulation composée de 3 sous-populations. L'aire de répartition de la sous-population du mont Logan, abandonnée dans les années 1980, a été recolonisée à partir de 1997, sans doute par des caribous qui avaient quitté la région du mont Albert (Fournier et Faubert, 2001; Mosnier *et al.*, 2003). Les déplacements sont toutefois limités. Aucun déplacement entre les sommets n'a été observé lors des relevés télémétriques (de 1975 à 1977, de 1987 à 1992 et de 1998 à 2001), ou depuis que près de la moitié (45 %) des individus la population sont équipés d'un collier émetteur (de 2013 à aujourd'hui). La modélisation de la sélection des ressources laisse également entendre que l'espace matriciel entre les sommets constitue un obstacle fonctionnel; ainsi, l'on ne s'attend pas à des déplacements importants (Gaudry, 2013). Des caribous solitaires, principalement des mâles, qui se sont éloignés d'environ 200 km, jusqu'à la vallée de la Matapédia et jusqu'à la pointe de la péninsule gaspésienne (St-Laurent, comm. pers., 2014), ont été signalés.

Population boréale

Les troupeaux de caribous de la PB comptent en général moins de 50 individus. Le troupeau est à sa taille la plus réduite pendant la mise bas, lorsque les femelles se dispersent, et à sa taille la plus grande pendant le rut et en hiver (Bergerud, 1985). Par exemple, en Colombie-Britannique, la taille moyenne des troupeaux de caribous est de 6 individus en octobre et en mars, mais les femelles de la même aire de répartition sont seules (ou avec leur petit) pendant la mise bas (British Columbia Ministry of the Environment, 2010).

Les caribous de la PB se déplacent souvent sur de grandes distances pour accéder à des zones où les prédateurs sont absents et à des sources de nourriture. Les modifications des habitudes de déplacement et du comportement laissent croire à l'existence de quatre à six saisons distinctes : une saison estivale de mise bas et de post-mise bas, une saison de fin de l'hiver pendant laquelle les caribous sont plutôt sédentaires, et les saisons du printemps et du début de l'hiver pendant lesquelles les caribous se déplacent sur de plus grandes distances et dans plus de directions (Brown *et al.*, 2003; Ferguson et Elkie, 2004;

Ontario Ministry of Natural Resources, 2014). Selon Rudolph et Drapeau (2012), il y aurait trois périodes : l'hivernage, la dispersion printanière et la mise bas.

La superficie du domaine vital annuel varie beaucoup dans l'ensemble de l'aire de répartition (Rasiulis *et al.*, 2012). Celle des femelles s'étendait de 3 312 à 4 790 km^2 dans le nord-est de l'Ontario (Brown *et al.*, 2003). Le domaine vital du caribou variait de 1 148 à 5 000 km^2, et le déplacement moyen s'étalait de 37 à 53 km entre les aires d'hivernage et d'estivage dans l'écozone du Bouclier boréal en Ontario. Par contre, dans l'écorégion de la baie James, des domaines vitaux mesuraient entre 15 000 et 75 000 km^2, et les caribous s'y déplaçaient sur des distances pouvant atteindre 384 km entre les aires d'hivernage et d'estivage (Ontario Ministry of Natural Resources, 2014). La taille moyenne du domaine vital annuel variait entre 776 et 2 796 km^2 dans 4 populations locales au Québec (Bastille-Rousseau *et al.*, 2012). Parmi ces populations, c'est celle de Jamésie, située le plus au nord, qui possède les domaines vitaux les plus vastes. Au Labrador, la taille moyenne du domaine vital est de 5 650 ± 259 km^2 pour la sous-population du mont Red Wine, contre 4 866 ± 256 km^2 pour la sous-population du lac Joseph, d'après une surveillance sur 4 à 11 ans (Rasiulis *et al.*, 2012). Larter et Allaire (2014) ont signalé que la taille moyenne du domaine vital de 82 femelles était de 2 989 km^2 (plage : 261-14 420 km^2; médiane : 2 328 km^2) dans les Territoires du Nord-Ouest.

Les déplacements annuels du caribou consistent en des déplacements à petite échelle entre des aires de répartition saisonnières intégrées à un domaine vital annuel plus étendu (Brown *et al.*, 2003). Rasiulis *et al.* (2012) ont souligné l'importance de la surveillance à long terme, les activités de surveillance de 3 ans ou moins n'ayant capté que moins de 65 % de l'aire de répartition des sous-populations de caribous au Labrador. Ils ont également démontré que la taille de l'aire de répartition avait augmenté au cours de chaque année de surveillance sur une période maximale de 7 ans. La taille du domaine vital des individus de la PB au Labrador indique que les caribous élargissent leur aire de répartition au fil du temps et qu'ils utilisent de vastes zones (~ 5 000 km^2) au cours de leur vie, stratégie typique des animaux longévifs à faible densité vivant dans un paysage aux conditions environnementales variables (Schmelzer, 2014).

Bien que l'on ait consigné une faible fidélité aux sites dans certains secteurs (p. ex. en Saskatchewan; Rettie et Messier, 2001), la plupart des relevés indiquent une forte fidélité aux sites dans la PB, en particulier de la part des femelles vis-à-vis les aires de mise bas (Schaefer *et al.*, 2000; Faille *et al.*, 2010; British Columbia Ministry of Environment, 2010; Shuter et Rogers, 2012). Par exemple, dans la sous-population du mont Mealy, au Labrador, 12 femelles ont affiché une fidélité élevée aux sites en mettant bas à une distance moyenne de 3,9 km (année 1) et de 11,5 km (année 2) des sites utilisés l'année précédente. La quantité de neige plus faible de l'année 2 peut expliquer la baisse de la fidélité. La fidélité aux sites après la mise bas était en moyenne de 7,7 km, et la fidélité hivernale, la plus faible, soit de 17 à 19 km (Popp *et al.*, 2011). En Colombie-Britannique, les femelles se déplaçaient chaque année sur 90 km vers les aires de mise bas (British Columbia Ministry of the Environment, 2010).

La surveillance réalisée au Labrador a établi qu'il y a un transfert d'environ 10 % des individus d'une sous-population vers les sous-populations adjacentes chaque année, ou pendant des années consécutives, mais que la majeure partie de la sous-population demeure formée des mêmes animaux qui réutilisent des portions du paysage chaque année (Schmelzer, comm. pers.). La sous-population peut se rendre dans des zones situées à 10 km à plus de 100 km en fonction de facteurs naturels (p. ex. neige, fourrage et incendies) et anthropiques (p. ex. foresterie) (Stuart-Smith *et al.*, 1997; Dyer *et al.*, 2001; Rettie et Messier, 2000). Le caribou est le plus sédentaire en hiver, tend à réutiliser les mêmes aires d'hivernage (Faille *et al.*, 2010) et emprunte souvent des étendues d'eau gelées comme corridors de déplacement (Ferguson et Elkie, 2004). Les taux de déplacement sont les plus élevés à la fin du printemps (Ferguson et Elkie, 2004), lorsque les femelles se dispersent pour mettre bas. Dans les Territoires du Nord-Ouest, Nagy (2011) a suivi 140 caribous boréaux adultes femelles et rapporté un taux de déplacement quotidien variant entre 1,1 km/jour à la fin de l'hiver et 5 km/jour à la fin de l'automne. Au Québec et au Labrador, les déplacements quotidiens des sous-populations du mont Red Wine et du lac Joseph étaient 4 à 7 fois moins importants que ceux de sous-populations migratrices sympatriques (Couturier *et al.*, 2010). Les taux de déplacement de ces 2 mêmes sous-populations étaient respectivement de 1,4 et de 0,9 km/jour en présence de neige (du 26 décembre au 30 avril), alors qu'ils étaient respectivement de 2,1 et de 1,6 km/jour le reste de l'année (Couturier *et al.*, 2010). Schmelzer (2012) a indiqué que de 2007 à 2012 les taux de déplacement quotidien de ces sous-populations étaient les moins élevés à la fin de l'hiver et pendant la mise bas, et les plus élevés, pendant la migration printanière et automnale, lorsque les femelles parcouraient en moyenne 3,5 km/jour. Les taux de déplacement sont les plus élevés à la fin du printemps (Ferguson et Elkie, 2004), lorsque les femelles se dispersent pour mettre bas.

Relations interspécifiques

Dans l'ensemble du Canada, les caribous partagent leur aire de répartition avec d'autres grands herbivores. Dans les Territoires du Nord-Ouest, l'aire de répartition de la PB chevauche légèrement celle du bœuf musqué (*Ovibos moschatus*). Les interactions suivantes avec le caribou ont été remarquées dans la région désignée du Sahtu, dans les Territoires du Nord-Ouest :

> *Certaines personnes ont affirmé que le bœuf musqué poussait le caribou boréal à abandonner certains secteurs en raison de la présence de ses poils, du bruit qu'il fait ou des parasites qu'il transmet par ses excréments. D'autres personnes ont affirmé avoir vu des caribous boréaux et des bœufs musqués s'alimenter sur les mêmes plantes, au même endroit, sans afficher aucun comportement de compétition ni d'exclusion.* (traduction de COSEWIC, 2012; p. 68)

À l'ouest du Manitoba, l'aire de répartition de la PB chevauche légèrement celle du bison des bois (*Bison bison*). Fischer et Gates (2005) ont rapporté d'importantes différences dans l'utilisation de l'espace par le bison et le caribou, notamment des différences liées à l'altitude, à la pente et à la distance par rapport aux étendues d'eau permanentes. Le bison préfère de loin les graminoïdes, alors que le caribou préfère les lichens. Puisque 10 % seulement de leur régime alimentaire hivernal se chevauche, les

auteurs ont conclu qu'une compétition par exploitation entre le caribou et le bison était peu probable.

L'aire de répartition du caribou atteint la limite nord de celle de bon nombre de cervidés au Canada. Même si le caribou se sépare géographiquement des autres cervidés à l'échelle des peuplements (voir **Besoins en matière d'habitat**), ses aires de répartition chevauchent celles de l'orignal, du cerf de Virginie, du cerf mulet et du wapiti (*Cervus elaphus*). Les besoins en matière d'habitat du caribou sont différents, mais on peut trouver ces autres espèces de cervidés à proximité, en particulier dans la partie sud de l'aire de répartition du caribou. Le chevauchement des aires de répartition du caribou et d'autres cervidés devrait augmenter si le climat se réchauffe (Vors et Boyce, 2009). Ces interactions pourraient être très importantes sur le plan de la transmission des maladies ou des parasites (voir **Menaces** – Espèces indigènes problématiques).

Le caribou constitue un important élément de l'alimentation de nombreux prédateurs, et une source de viande pour les charognards. Le loup est le principal prédateur du caribou, mais l'ours noir, le grizzli, le coyote, le couguar (*Puma concolor)*, le lynx (*Lynx canadensis*) et le carcajou (*Gulo gulo*) chassent des caribous adultes et des faons (Bergerud, 1974; Gustine *et al.*, 2006; Boisjoly *et al.*, 2010; Pinard *et al.*, 2012). Les faons peuvent également être la proie des Aigles royaux (*Aquila chrysaetos)* (Crête et Desrosiers, 1995) et des Pygargues à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*) (Mahoney et Weir, 2009; McCarthy *et al.*, 2011). Les carcasses de caribous constituent une importante source de nourriture pour les carcajous dans la majeure partie de l'aire de répartition.

Jusqu'à récemment, peu de recherches ont été effectuées sur le parasitisme subclinique chez le caribou (Gunn et Irvine, 2003; Gunn *et al.*, 2011). Les parasites gastrointestinaux sont courants à l'échelle universelle chez les *Rangifer* et, même si les infections n'entraînent pas nécessairement de symptômes évidents, elles ont d'importantes répercussions sur les caribous (Gunn et Irvine, 2003) : baisse de fécondité et, parfois, régulation de l'abondance, comme le laisse entendre une étude réalisée sur le renne du Svalbard (Albon *et al.*, 2002). On ne connaît pas les tendances liées aux parasites gastrointestinaux, mais le réchauffement climatique influera vraisemblablement sur la relation hôte-parasite (Gunn *et al.*, 2011).

On trouve la douve du foie (*Fasciola hepatica*) uniquement chez le caribou migrateur du nord du Québec et du Labrador (Lankester et Luttich, 1988), où la prévalence peut être de près de 100 % (Côté, S. D., et Couturier, S., données inédites). Cependant, comme les aires de répartition saisonnières de ces sous-populations migratrices chevauchent celles de la PB, une transmission demeure possible.

La présence du *Besnoitia tarandi* est avérée chez le caribou et le renne depuis près d'un siècle, mais on en sait peu sur son épidémiologie, son cycle vital (Ducrocq *et al.*, 2012, 2013) et sa transmissibilité (Kutz *et al.*, 2009). Ce parasite protozoaire s'est déclaré sous forme d'agent provoquant des maladies graves chez le caribou migrateur du Québec (UD 4) (Kutz *et al.*, 2009) et pourrait être problématique pour la PB adjacente. On soupçonne que de nombreux autres parasites et agents pathogènes influent, ou pourraient

influer, sur le caribou, notamment : *Toxoplasma gondii*, *Neospora caninum*, *Babesia* sp., *Giardia* sp., *Mycobacterium avium*, *Erysipelothrix rhusiopathiae*, *Trypanosoma* sp., *Cryptosporidium* sp. (Johnson *et al.*, 2010; Kutz, comm. pers.). Des recherches sont en cours pour établir leurs répercussions sur la productivité et la mortalité ainsi que l'étendue des sous-populations touchées (Kutz, comm. pers.).

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Activités et méthodes d'échantillonnage

On a réalisé de nombreux relevés aériens et études avec colliers émetteurs dans chaque UD pour documenter l'effectif, l'utilisation de l'espace, la sélection de l'habitat, le taux de mortalité, les causes de mortalité et les tendances démographiques du caribou. Toutefois, certains facteurs compliquent l'estimation du nombre de caribous, notamment la vaste étendue des aires de répartition, les faibles densités et la présence de couvert forestier qui empêche de réaliser des relevés visuels. Ces obstacles sont surtout présents dans l'ensemble de la grande aire de répartition de la PB. Le recensement de la PGA et de la PTN peut aussi être problématique, à cause de la nature isolée de ces populations et des conditions météorologiques. Les dénombrements de caribous sont effectués par relevés aériens, et une méthode de recensement normalisée a été proposée (Courtois *et al.*, 2003b). Certaines compétences responsables consignent les faons et les individus matures lors des relevés aériens. À leur deuxième automne, les faons ressemblent aux individus matures. Sont considérés comme matures les animaux âgés de plus de un an (Lalonde, comm. pers., 2014). De nouvelles techniques utilisant l'ADN dans les matières fécales ont été mises à l'essai avec succès (Hettinga *et al.*. 2012). On utilise souvent des modèles démographiques pour établir les taux de recrutement et de survie en se fondant sur les animaux munis d'un collier émetteur et/ou sur les relevés aériens.

Peu d'instances tentent d'établir le pourcentage de variation démographique au moyen de relevés aériens parce qu'elles craignent les biais entre les relevés, en particulier si ces derniers sont peu nombreux et s'étalent sur un grand nombre d'années. Les instances qui réalisent des relevés rigoureux sur plusieurs années sont en mesure de détecter les tendances de manière plus fiable. Les caribous du Labrador, de la PGA et de la PTN font l'objet de données liées au pourcentage de variation. En l'absence de telles données, il est possible de prévoir les tendances futures à partir des données liées au taux de croissance démographique ainsi qu'aux degrés de perturbation au sein de chaque aire de répartition. Les indices de déclin démographique sont très utilisés en gestion du caribou. Le taux de croissance démographique fini (lambda [λ]), fondé sur une mesure du recrutement et de la mortalité (voir par exemple Hatter et Bergerud, 1991; $\lambda = (1-M)/(1-R)$, où M représente la mortalité des femelles adultes, et R, le recrutement de la population), est souvent considéré comme la meilleure méthode de détection des déclins (Bergerud, 2000). Un lambda inférieur à 1 indique que la population est en déclin, et un lambda de 0,9, que la population connaîtra un déclin de 50 % dans environ 7 ans. On considère un taux de recrutement de 15 % comme le seuil indicateur d'une population de caribous stable lorsqu'il est associé à un taux de survie des adultes de 85 % et à des rapports des sexes

normaux (Bergerud, 1980). Bergerud et Elliot (1986) indiquent qu'un « recrutement négatif » (ou un recrutement qui ne compense pas la mortalité des adultes) survient à des valeurs inférieures à 10-12 %, et que l'on utilise une valeur privilégiée de 15 %, car elle tient compte de l'incertitude. Schmelzer (2013) a examiné la dynamique de 3 sous-populations de caribous du Labrador de 1997 à 2012, et indiqué qu'un rapport survie/recrutement de 90/20 entraînerait vraisemblablement une stabilité démographique. Le taux minimal de recrutement de faons qui permet d'éviter le déclin de la population a été établi à 25 faons pour 100 femelles (Bergerud et Elliot, 1998). Environnement Canada propose un taux de recrutement minimal de 28,9 faons pour 100 femelles (Environment Canada, 2008).

Population de Terre-Neuve

On surveille la répartition de la PTN depuis le début du XIX^{e} siècle, et l'abondance et les caractéristiques démographiques font l'objet de recherches depuis les années 1950. Des recensements poussés ont été réalisés dans les principales sous-populations de la totalité de l'île, et Bergerud (1971) a compilé et analysé des données recueillies du début des années 1900 à 1967. La pose de colliers émetteurs a débuté en 1979, et des échantillonnages plus intensifs ont été menés à grande échelle au milieu des années 1990. En 2007, des chercheurs ont posé 100 colliers GPS et 99 colliers satellites pour augmenter le nombre déjà élevé (plus de 1 200) de caribous munis d'un collier. Ainsi, on a posé des colliers sur plus de 2 300 caribous depuis 1979 (Pardy-Moores, comm. pers.). Jusqu'en 2013, les activités d'échantillonnage sont restées intensives et comprenaient la pose à grande échelle de colliers satellites, la réalisation de relevés étendus liés à la composition des sous-populations, et l'étude des cas de mortalité.

Une étude sur la mortalité des faons a été lancée en 2003; elle ciblait des sous-populations de différentes régions écologiques et leurs prédateurs. La « Stratégie Caribou », en place de 2008 à 2013, consistait en une activité coordonnée visant à établir les facteurs entraînant le déclin de la population de caribous de l'île (Mahoney et Weir, 2009) ainsi qu'à mettre en œuvre des études de l'écologie des prédateurs, à évaluer les interactions caribous-prédateurs-habitat, à mener des expériences de réduction du nombre de prédateurs, à améliorer les connaissances du public et à mobiliser ce dernier. Outre la pose de colliers, on a réalisé des relevés aériens et des classifications automnales, qui ont été reconduits pour toutes les principales sous-populations pendant la durée de la Stratégie (Weir *et al.*, 2014). On recueille également des données sur la chasse afin d'établir la qualité et la situation des animaux ainsi que pour détecter les tendances de chasse.

Population de la Gaspésie-Atlantique

Dans les années 1970, on a étudié la PGA en menant des relevés sporadiques. Depuis 1983, on effectue des relevés aériens annuels pour évaluer la taille de la population, le rapport des sexes et l'effectif des faons. On a eu recours au radiopistage de 1975 à 1977, de 1987 à 1992, de 1998 à 2001 et de 2013 à ce jour, et les données recueillies permettent de mieux évaluer la taille et les tendances de la population.

L'ensemble des estimations annuelles de la population comprend un facteur de correction de 0,7 pour tenir compte des biais dus à la visibilité puisqu'il est impossible de voir tous les caribous dans la toundra pendant le recensement (Lalonde, 2013; Lalonde et Michaud, 2013). On a estimé ce facteur de correction pour la période de 1999 à 2005, c'est-à-dire la période pendant laquelle des colliers émetteurs étaient utilisés dans les 3 sous-populations. Cependant, la visibilité et les autres conditions de recensement étant variables dans le temps, ce facteur de correction moyen n'est peut-être plus juste. En effet, il pourrait être trop bas et mener à une surestimation de la taille de la sous-population (Lalonde, comm. pers.).

Population boréale

Les données démographiques sont vagues ou inexistantes pour bon nombre des aires de répartition de la PB. L'absence de données normalisées sur la position des animaux, les connaissances limitées sur les déplacements des caribous au sein des aires de répartition et entre elles, et la difficulté de délimiter les aires de répartition due à la distribution généralement continue dans la majeure partie de l'aire de répartition globale sont des facteurs compliquant l'estimation de la taille de la population (Schmelzer *et al.*, 2004; Couturier, 2007; Couturier *et al.*, 2009; Environment Canada, 2011). Comme on ne connaît pas l'habitat essentiel du caribou dans son aire de répartition située dans le nord de la Saskatchewan, un vaste programme de recherche sur la population et l'habitat a été mis en œuvre dans l'aire de répartition se trouvant dans le Bouclier boréal en 2014 (USask, 2014). Le programme de rétablissement national présente les valeurs minimales et maximales de la taille de la population, tirées des relevés aériens. Les meilleures données disponibles correspondent souvent à un nombre minimal de caribous comptés pendant un relevé aérien. Les facteurs de correction visant à tenir compte des biais dus à la visibilité (attribuables aux conditions météorologiques ou au couvert forestier) ne sont pas appliqués de la même manière selon les années et les aires de répartition, ce qui limite l'utilisation des dénombrements minimaux en tant que mesures de la tendance de la population.

On peut estimer les données liées aux tendances de la population en comparant les dénombrements des relevés aériens menés au fil du temps, mais ce type de donnée est peu courant dans la PB, car la vaste aire de répartition, la faible densité et la présence d'un couvert forestier réduisent le niveau de confiance de la comparaison. On évalue plus souvent le statut de la population au moyen de relevés aériens et de mesures de la survie afin d'établir le taux de croissance démographique (λ). La méthode d'estimation dépend des relevés réalisés plusieurs années de suite, ce qui n'est pas courant dans certaines instances. En Colombie-Britannique, l'objectif consiste à munir 15 % des animaux d'un collier émetteur dans chaque aire de répartition afin d'établir les taux de recrutement et de mortalité (Culling et Culling, 2013). En Alberta, Hervieux *et al.* (2013) ont eu recours aux taux de survie des femelles adultes et des faons obtenus à partir des colliers émetteurs pour définir le lambda dans 11 aires de répartition. On utilise également le lambda en Ontario (Ontario Ministry of Natural Resources, 2014), dans les Territoires du Nord-Ouest (Larter et Allaire, 2014) et au Labrador (Schmelzer, 2013).

Abondance

Population de Terre-Neuve

En 2013, la population totale (faons compris) a été estimée à 31 980 caribous (Newfoundland and Labrador Government, données inédites). La population de caribous matures compte environ 28 240 individus, si l'on applique la moyenne de recrutement de faons à l'estimation de la population totale de 2013. On estimait le nombre d'individus matures à 74 912 en 1995 (recrutement de 18,7 %) et à 66 623 en 2001 (recrutement de 11,7 %) (Weir *et al.*, 2014).

Population de la Gaspésie-Atlantique

Le nombre total répertorié en 2013 était de 91 (tous âges confondus), ce qui augmente l'estimation à 130 (facteur de correction des biais dus à la visibilité appliqué). On estime le nombre d'animaux matures à 112, en soustrayant la proportion de faons (14,3 %) dénombrés lors du relevé d'automne. Le nombre de caribous observés sur le mont Albert pendant les relevés a baissé depuis 1996. Aucun animal n'a été repéré sur le mont Logan en 2012 et en 2013. La plupart des animaux (87 %) ont été repérés sur les monts McGerrigle (St-Hugues, comm. pers.).

Population boréale

Les estimations historiques de la population sont uniquement disponibles dans certaines régions (p. ex. lac Supérieur, en Ontario; Cringan, 1956; Bergerud *et al.*, 2007). On a réalisé des recensements et des études de la PB au cours des 20 dernières années. Selon les connaissances scientifiques et traditionnelles existantes sur son écologie, la PB n'a vraisemblablement jamais été abondante et n'a jamais été proche des densités élevées de caribous enregistrées dans la toundra du nord. Les chiffres de la PB sont très variables d'une compétence responsable à l'autre (tableau 1).

Tableau 1. Estimations de l'effectif de l'unité désignable de la population boréale au sein de son aire de répartition dans sept provinces et un territoire canadien. Les lacunes dans les données sont indiquées (résumées à partir de Environnement Canada, 2012, annexes F, G).

Province/territoire	Effectif estimé (min.-max.)	Taille de l'aire de répartition (km^2)	Aires de répartition locales délimitées	Aires de répartition locales visées par le relevé
Alberta	2 074-2 315	146 047	12	12
Colombie-Britannique	1 040-1 110	25 999	5	5
Labrador	2 983 [2 909][a]	155 895	3	3
Manitoba[b, c]	1 063-1 543	211 865	13	10

Province/territoire	Effectif estimé (min.-max.)	Taille de l'aire de répartition (km^2)	Aires de répartition locales délimitées	Aires de répartition locales visées par le relevé
Territoires du Nord-Ouest	6 500	441 665	1	1
Ontario[b, c, d]	1 284-5 000	497 554	9	3
Québec[b, e]	7 091	680 433	6	6
Saskatchewan[b, c, f]	Aucune donnée	286 273	2	Aucune donnée
Canada (Total)	**24 722-30 513**	**2 445 731**	**51**	**40**

[a] Estimation d'environ 2 909 individus à partir de relevés aériens réalisés en 2014.

[b] Il existe d'autres aires de répartition, mais elles n'ont pas encore été délimitées.

[c] Sous-estimation; certaines estimations manquaient dans ces provinces.

[d] Estimation du nombre total de caribous boréaux de 5 000 individus (Environment Canada, 2012, note de bas de tableau 7, annexe F).

[e] Estimation actuelle pour le Québec comprise entre 5 980 et 8 570 (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013; St-Laurent, comm. pers., 2014).

[f] Estimation de 4 380 caribous en Saskatchewan (Environment Canada, 2011).

Tableau 2. Estimation de l'effectif et taille des aires de répartition des populations locales définies dans le programme de rétablissement fédéral du caribou boréal. Les populations locales sont désignées « autosuffisantes », « non autosuffisantes » et « statut incertain », d'après leur viabilité. Le champ « Nom de l'aire de répartition » donne le nom de l'aire de répartition de la population locale. Le champ « Code d'identification de l'aire de répartition » renvoie aux abréviations provinciales (source : Environment Canada, 2012).

Code de l'aire de répartition	Nom de l'aire de répartition	Superficie de l'aire de répartition (ha)	Superficie de l'aire de répartition (km^2)	Taille de la population (min.)	Taille de la population (max.)	Densité maximale (nombre/100 km^2)
AUTOSUFFISANTES						
MB10	Sud du Manitoba	1 867 255	18 673	?	?	
MB11	Est du Manitoba	6 612 782	66 128	?	?	
MB12	Atikaki-Berens	2 387 665	23 877	300	500	2,09
MB4	Reed	357 425	3 574	100	150	4,20
MB7	Wabowden	628 938	6 289	200	225	3,58
MB8	Wapisu	565 044	5 650	110	125	2,21
NT1	Territoires du Nord-Ouest	44 166 546	441 665	6 500	6 500	1,47
ON3	Churchill[a]	2 150 490	21 505	? (262)[b]	?	

Code de l'aire de répartition	Nom de l'aire de répartition	Superficie de l'aire de répartition (ha)	Superficie de l'aire de répartition (km^2)	Taille de la population (min.)	Taille de la population (max.)	Densité maximale (nombre/100 km^2)
ON5	Nipigon[a]	3 885 026	38 850	300 (172)[b]	300	0,77
ON6	Côtière	376 598	3 766	492	492	13,06
ON7	Pagwachuan[a]	4 542 918	45 429	? (164)[b]	?	
ON9	Grand Nord	28 265 143	282 651	?	?	
QC5	Manicouagan	1 134 129	11 341	181	181	1,60
QC6	Québec	62 156 186	621 562	9 000	9 000	1,45
TOTAL PARTIEL		**159 096 145**	**1 590 961 (65,1 %)[c]**	**17 183**	**17 473 (68,5 %)[c]**	
NON AUTOSUFFISANTES						
AB1	Chinchaga (y compris la partie située en C.-B.)	3 162 612	31 626	250	250	0,79
AB10	Lac Cold	672 422	6 724	150	150	2,23
AB11	Nipisi	210 771	2 108	55	55	2,61
AB12	Lac Slave	151 904	1 519	65	65	4,28
AB2	Bistcho	1 436 555	14 366	195	195	1,36
AB3	Yates	523 094	5 231	350	350	6,69
AB4	Monts Caribou	2 069 000	20 690	315	394	1,90
AB5	Little Smoky	308 606	3 086	78	78	2,53
AB6	Red Earth	2 473 729	24 737	172	206	0,83
AB7	Rive ouest de la rivière Athabasca	1 572 652	15 727	204	272	1,73
AB8	Richardson	707 350	7 074	150	150	2,12
AB9	Rive est de la rivière Athabasca	1 315 980	13 160	90	150	1,14
BC1	Maxhamish	710 105	7 101	300 (132)[d]	300	4,22
BC2	Calendar	496 393	4 964	290 (135)[d]	290	5,84
BC3	Snake-Sahtahneh	1 198 752	11 988	360 (321)[d]	360	3,00
BC4	Parker	75 222	752	40 (59)[d]	60	7,98
BC5	Prophet	119 396	1 194	50 (35)[d]	100	8,38
MB2	Kississing	317 029	3 170	50	75	2,37
MB3	Naosap	456 977	4 570	100	200	4,38
MB6	Lac William	488 219	4 882	25	40	0,82
NL2	Mont Red Wine	5 838 594	58 386	97	97	0,17
ON1	Sydney	753 001	7 530	? (55)[b]	?	
ON8	Kesagami	4 766 463	47 665	492 (164)[b]	492	1,03
QC1	Val-d'Or	346 861	3 469	30	30	0,86
QC2	Charlevoix	312 803	3 128	75	75	2,40
QC3	Pipmuacan	1 376 899	13 769	134	134	0,97

Code de l'aire de répartition	Nom de l'aire de répartition	Superficie de l'aire de répartition (ha)	Superficie de l'aire de répartition (km^2)	Taille de la population (min.)	Taille de la population (max.)	Densité maximale (nombre/100 km^2)
TOTAL PARTIEL		**31 861 389**	**318 614 (13 %)[c]**	**4 117**	**4 568 (17,9 %)[c]**	
STATUT INCERTAIN[e]						
MB1	The Bog	446 383	4 464	50	75	1,68
MB13	Owl-Flinstone	363 570	3 636	78	78	2,15
MB5	North Interlake	489 680	4 897	50	75	1,53
MB9	Nord du Manitoba	6 205 520	62 055	?	?	
NL1	Lac Joseph	5 802 491	58 025	1 282	1 282	2,21
NL3	Mont Mealy	3 948 463	39 485	1 604	1 604	4,06
ON2	Berens	2 794 835	27 948	? (237)[b]	?	
ON4	Brightsand	2 220 921	22 209	? (224)[b]	?	
QC4	Manouane	2 716 449	27 164	358	358	1,32
SK1	Bouclier boréal[f]	18 034 870	180 349	?	?	
SK2	Plaines boréales	10 592 463	105 925	?	?	
TOTAL PARTIEL		**53 615 645**	**536 156 (21,9 %)[c]**	**3 422**	**3 472 (13,6 %)[c]**	
TOTAL		**244 573 179**	**2 445 732**	**24 722**	**25 513**	

Remarques :

[a] Selon une réévaluation de 2014, le statut est incertain même si la population est classée dans la catégorie « autosuffisante » (Ontario Ministry of Natural Resources, 2014).

[b] Dénombrements minimaux de la population (Ontario Ministry of Natural Resources, 2014); les chiffres ne sont pas compris dans l'estimation de la population totale.

[c] Pourcentage du total de toutes les aires de répartition.

[d] Dénombrements minimaux de la population de 2013 (Culling et Culling, 2013); les chiffres ne sont pas compris dans l'estimation de la population totale.

[e] « Statut incertain » signifie que la population est « à autosuffisance aussi probable qu'improbable » (Environment Canada, 2012).

[f] La viabilité de la population locale du Bouclier boréal n'a pas été évaluée.

La PB était estimée à 33 000 individus en 2002 (COSEWIC, 2002) et à 34 000 individus en 2012 (Environment Canada, 2012). Avec les données (tableau 2), on obtient un maximum estimé de 25 513 individus pour ces sous-populations, et 8 000 autres individus sont estimés pour les autres sous-populations. Bien que ces chiffres soient basés sur les meilleures données exisantes, ils ne constituent qu'une approximation brute; en fait, on ne connaît pas le nombre d'individus de la population. Au Québec, par exemple, l'estimation de 7 091 animaux est fondée sur une extrapolation de la densité dans plusieurs zones d'étude sur l'aire de répartition connue dans la province. La qualité des données sur la densité et l'effectif varie dans l'ensemble de l'aire de répartition de la PB; or, il manquait des estimations pour certaiens aires de répartition.

Survie et recrutement

La prédation représente le principal facteur immédiat limitant la croissance de la population de caribous boréaux puisque la survie des faons jusqu'à l'âge de un an est habituellement faible et souvent insuffisante pour compenser la mortalité annuelle des adultes des sous-populations en déclin (Bergerud, 1974; Stuart-Smith *et al.*, 1997; DeMars *et al.*, 2011). Pour exprimer les taux de recrutement, on utilise la survie réelle dérivée des données de mortalité et des modèles de survie, ou un indice du rapport femelles/faons consigné dans les relevés aériens réalisés à l'automne (voir **Activités et méthodes d'échantillonnage** pour connaître les seuils de stabilité).

Population de Terre-Neuve

La survie des adultes est élevée dans la PTN (moyenne combinée de 86 %; plage : de 82 à 92 %) pour l'ensemble des sous-populations étudiées entre 2004 et 2010. La survie des faons mâles n'est pas significativement différente de celle des faons femelles, mais les mâles affichent un taux de survie légèrement plus faible que les femelles (Lewis et Mahoney, 2014).

Dans les années 1980 et 1990, on a estimé les taux de survie des faons pendant les 6 premiers mois de vie au sein de nombreuses sous-populations de la PTN (tableau 3)l La moyenne a initialement été établie à 62 %, puis elle a chuté pour atteindre 35 % entre 2003 et 2012 (Lewis et Mahoney, 2014; figure 4). Trindade *et al.* (2011) ont rapporté un taux de survie annuel des faons extrêmement bas, soit de 4 % (écart-type : 5 %) dans les sous-populations de Middle Ridge, de Gaff Topsails et de Mount Peyton entre 2003 et 2007. La survie des faons a beaucoup augmenté depuis 2007. Elle atteint des taux proches de 50 % en 2009 et 2012 (figure 4). Selon les données de 2003 à 2012 (figures 4 et 5), la baisse du recrutement a cessé (Weir *et al.*, 2014; Lewis et Mahoney, 2014).

Tableau 3. Valeurs des taux survie et de recrutement de faons dans les unités désignables de la population de Terre-Neuve (PTN) et la population boréale (PB) au Canada.

Unité désignable/ sous-population	Années[a]	Survie des faons (%)[b]	Recrutement (%, ou nombre de faons/100 femelles)[c]	Source
Population de Terre-Neuve (PTN)				
Plusieurs sous-populations	1979-1997	67 (jusqu'à 6 mois)		Lewis et Mahoney, 2014
3 sous-populations	2003-2007	4 ± 5 (écart-type)		Trindade *et al.*, 2011
Middle Ridge	Années 1990		25 à 30 %[d]	Mahoney et Weir, 2009
Middle Ridge Nord	2003-2005	5 (de 1 à 12)		Lewis et Mahoney, 2014
	2006-2011	20 (de 6 à 36)		
	2012	38		

Unité désignable/ sous-population	Années[a]	Survie des faons (%)[b]	Recrutement (%, ou nombre de faons/100 femelles)[c]	Source
Middle Ridge Sud	2003-2005	13 (de 11 à 15)		
	2006-2011	0,5 (de 0 à 2)		
	2012	23		
La Poile	2007-2011	24 (de 5 à 40)		
	2012	26		
Mount Peyton	2003	11		
Péninsule Nord	2008-2011	25 (de 3 à 41)		
	2012	41		
Toutes les sous-populations de la PTN	1966-1997		40,8 faons/100 femelles[d]	Weir *et al.*, 2014
	2003-2012	35	16,3 faons/100 femelles[d]	Lewis et Mahoney, 2014
Population boréale (PB)				
6 aires de répartition en Colombie-Britannique	2009-2010 2013		17 faons/100 femelles 21 faons/100 femelles, 13,4 %	Thiessen, 2009; British Columbia Ministry of Environment, 2010; Culling et Culling, 2013
Alberta (de 8 à 13 sous-populations)	2001-2008		18 faons/100 femelles	Alberta Caribou Committee
Alberta (11 sous-populations)[e]	1998-2012		15 faons/100 femelles	Hervieux *et al.*, 2013
Saskatchewan	1993-1996		28 faons/100 femelles	Rettie et Messier, 1998
T.N.-O. – Dehcho	2005-2014		36 faons/100 femelles[g]	Larter et Allaire, 2014
T.N.-O. – South Slave	2004-2010		24 faons/100 femelles	Kelly et Cox, 2011
Ontario; Berens	2011-2012		10,7 faons/100 femelles	Ontario Ministry of Natural Resources, 2014
Sydney			15,7 faons/100 femelles	
Churchill			15,6 faons/100 femelles	
Brightsand	2010-2012		22 faons/100 femelles	
Nipigon	2009-2012		33,1 faons/100 femelles	
Pagwachuan			21,6 faons/100 femelles	
Kesagami			19,4 faons/100 femelles	
Swan			16,1 faons/100 femelles	
Spirit	2008-2011		20,1 faons/100 femelles	
Kinlock			12,2 faons/100 femelles	
Ozhiski			17,2 faons/100 femelles	
Baie James			18,8 faons/100 femelles	
Missisa			14,2 faons/100 femelles	

Unité désignable/ sous-population	Années[a]	Survie des faons (%)[b]	Recrutement (%, ou nombre de faons/100 femelles)[c]	Source
13 sous-populations en moyenne	2008-2012		18,2 faons/100 femelles	
Québec		53 (jusqu'au jour 30) 43 (jusqu'au jour 90)		Leclerc *et al.*, 2012
Charlevoix		46 (jusqu'au jour 50)		Pinard *et al.*, 2012
Labrador; mont Mealy	1971		26,1 %	Schmelzer, 2013
	1974-1977		18,9 % (de 14,8 à 21,1)	
	1987		17,7 %	
	1994		12,8 %	
	2002		28,8 %	
	2005		16,3 %	
	2008-2009		16 % (de 13,8 à 18,2)[f]	
	2011-2012		12,5 % (de 10,5 à 14,5)[f]	
Mont Red Wine	1974		12,5 %	Bergerud *et al.*, 2008
	1984 1987 2009		16,4 % 19,2 % 11,8 %	Schmelzer, 2013
	2001-2003		19,3 % (de 12,3 à 26,9)	
Lac Joseph	1984-1986		19,5 % (de 15,2 à 23,1)	St-Martin, 1987
	1998-2001		14,9 % (de 11,9 à 15,7)	Schmelzer, 2013
	2002-2005		16,8 % (de 15 à 19,7)	
	2007-2009		20,9 % (de 1,5 à 23,6)	

[a]Ces données ne sont pas nécessairement recueillies tous les ans.

[b]Survie annuelle ou survie annuelle moyenne pour les périodes de relevés sur plusieurs années.

[c]Taux annuel ou taux annuel moyen pour les périodes de relevés sur plusieurs années. Plage de valeurs entre parenthèses. Les relevés sont réalisés en automne ou au début de l'hiver, lorsque les faons sont âgés d'environ six mois.

[d]Estimation fondée sur la classification de l'automne.

[e]Chevauchement des sous-populations avec celles de 2001 à 2008.

[f]Les données ne tiennent pas compte de la sous-population de Joi River.

[g]Estimation du recrutement fondée sur le relevé de mars, lorsque les faons sont âgés de huit mois.

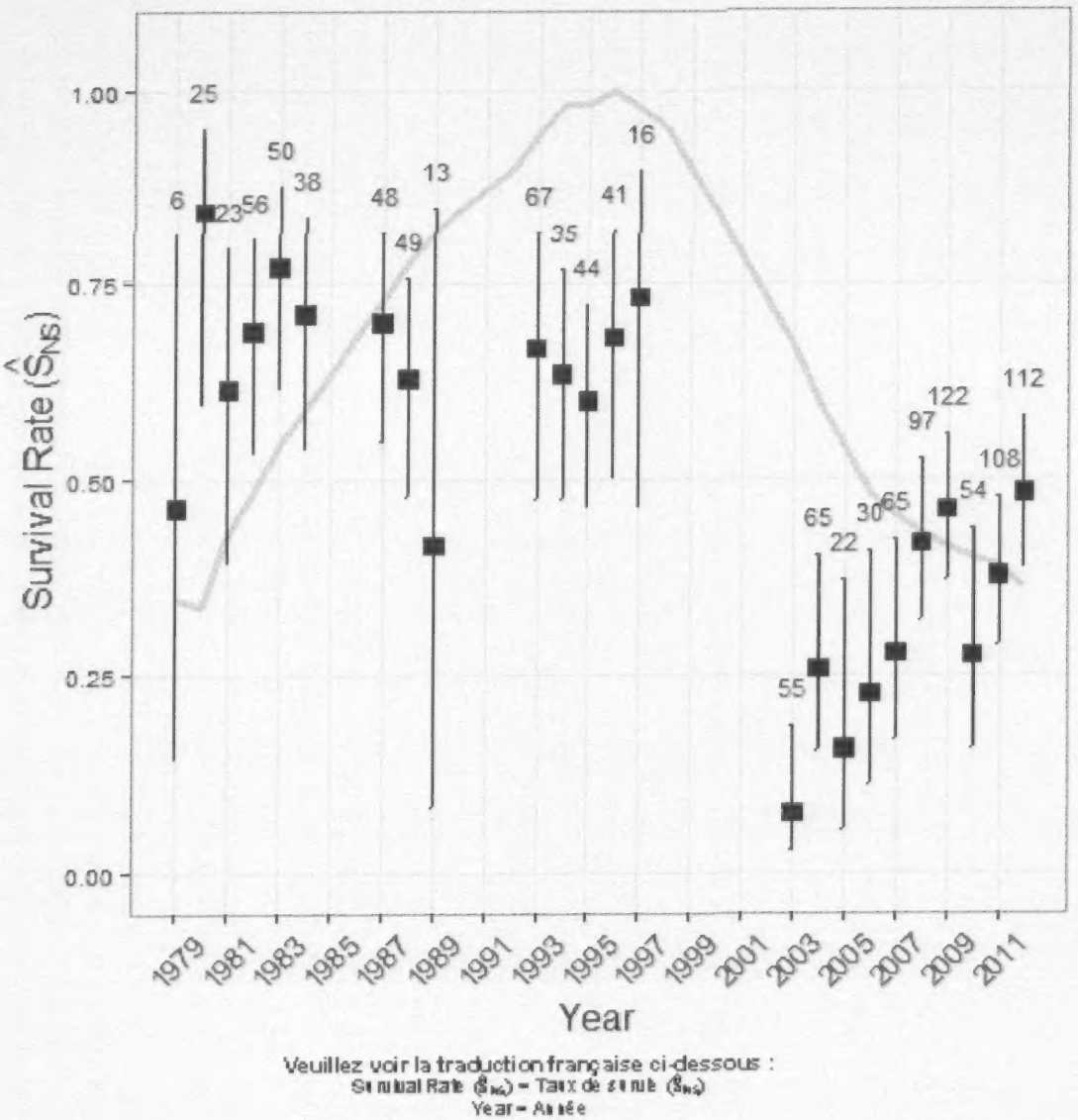
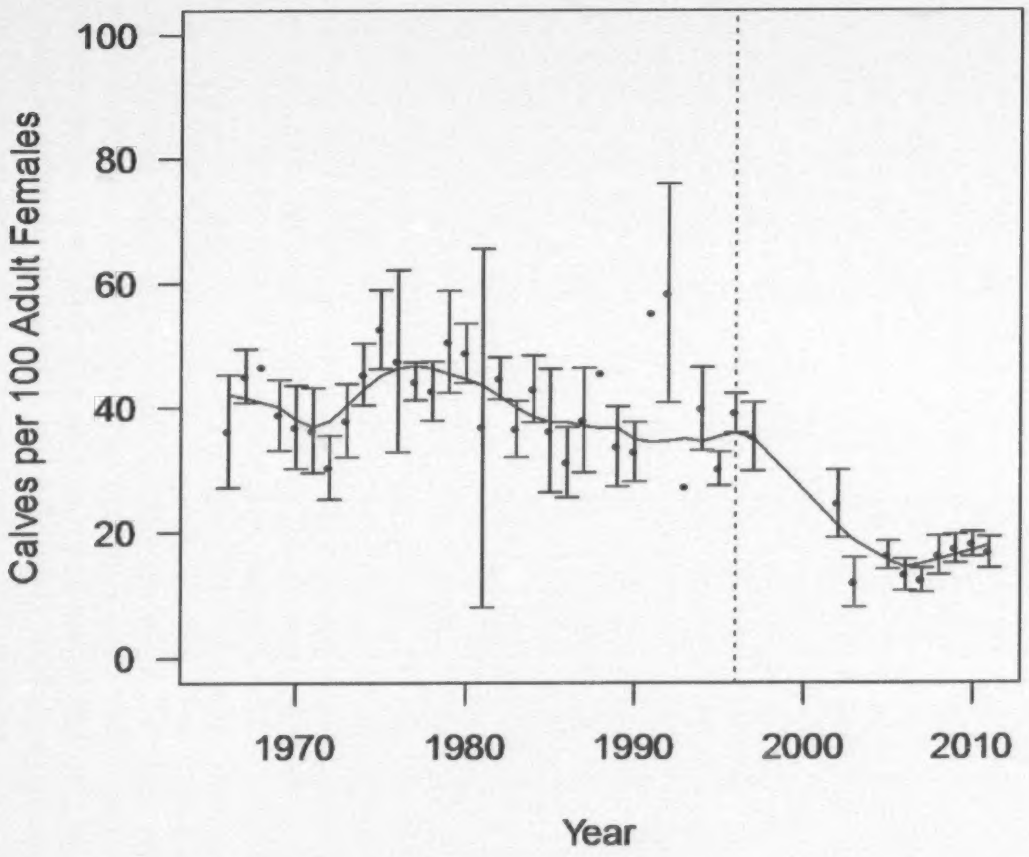


Figure 4. Survie des faons de la population de Terre-Neuve pendant les six premiers mois, de 1979 à 2012 (IC à 95 %). Selon les prévisions, la taille de la population augmente si le taux de survie dépasse 45 %. La courbe pleine indique la taille relative de la population. Source : Lewis et Mahoney, 2014.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Calves per 100 Adult Females = Faons par 100 femelles adultes
Year = Année

Figure 5. Effectif des faons (nombre de faons/100 femelles adultes) consigné à l'automne à Terre-Neuve, de 1966 à 2011. Un rapport de plus de 25 à 29 faons/100 femelles est associé à une population stable. La courbe pleine de lissage loess illustre la tendance. La ligne pointillée verticale indique l'abondance maximale de la population. Source : Weir *et al.*, 2014.

Les relevés de la composition des sous-populations de l'ensemble de Terre-Neuve indiquent que la proportion de femelles qui mettent bas a légèrement baissé, mais qu'il existe d'importantes variations entre les sous-populations (Mahoney et Weir, 2009). Les sous-populations de Pot Hill et de la rivière Grey ont affiché un déclin constant, alors que d'autres n'ont montré qu'une légère diminution de la production de faons. Ces tendances propres à chaque sous-population peuvent être le reflet d'une disponibilité différentielle des sources de nourriture, qui entraîne des différences du potentiel reproducteur chez les femelles, de même qu'une baisse du poids des faons (Mahoney et Weir, 2009). On a

remarqué qu'un poids plus élevé à la naissance était lié à une survie accrue des faons dans l'aire de répartition de la PB (Pinard *et al.*, 2012), et de récentes analyses réalisées à partir d'un plus grand ensemble de données (de 2003 à 2011) indiquent un lien similaire à Terre-Neuve (Lewis et Mahoney, 2014).

Plus la proie est âgée, moins elle est vulnérable aux prédateurs. Par exemple, la majorité des morts attribuables à la prédation survient dans les 12 premières semaines de vie, et plus de 70 % des faons qui survivent jusqu'à l'automne atteignent l'âge de 1 an (Mahoney et Weir, 2009).

Population de la Gaspésie-Atlantique

Le taux de survie des femelles adultes était de 92 % de 1987 à 1992, mais il a ensuite chuté à 83 % en 1999-2000 (tableau 4). Selon des données plus récentes sur la mortalité des adultes, il semble que la prédation par le coyote touche un nombre plus élevé d'individus que prévu (St-Laurent, comm. pers., 2014). Dans les cas où les relevés annuels indiquaient un faible recrutement, des programmes de contrôle des prédateurs ont été mis en place. Entre 1990 et 1996, un programme de contrôle des prédateurs a été mis en œuvre et a donné des résultats positifs à court terme (Crête et Desrosiers, 1995). Le contrôle des prédateurs a repris en 2001 et est toujours en vigueur. Jusqu'en 2011, les valeurs de recrutement de faons étaient souvent largement inférieures au seuil de 17 %, que l'Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie considère comme l'objectif à atteindre pour assurer une sous-population stable (figure 6). Lesmerises (2012) a souligné qu'il se pouvait que ce seuil soit sous-estimé et que, compte tenu du taux actuel de mortalité des adultes, il devrait être d'au moins 21 % pour assurer la stabilité de la population. En 2012 et 2013, la proportion de juvéniles était élevée, ce qui peut entraîner une augmentation du recrutement s'ils survivent. Elle a probablement augmenté en raison des répercussions indirectes du climat sur l'état des femelles pendant la gestation, et de l'accès des prédateurs au sommet pendant la mise bas (M.-H. St-Laurent, données inédites).

Tableau 4. Taux de survie annuels des caribous femelles adultes dans diverses sous-populations de l'ensemble du Canada.

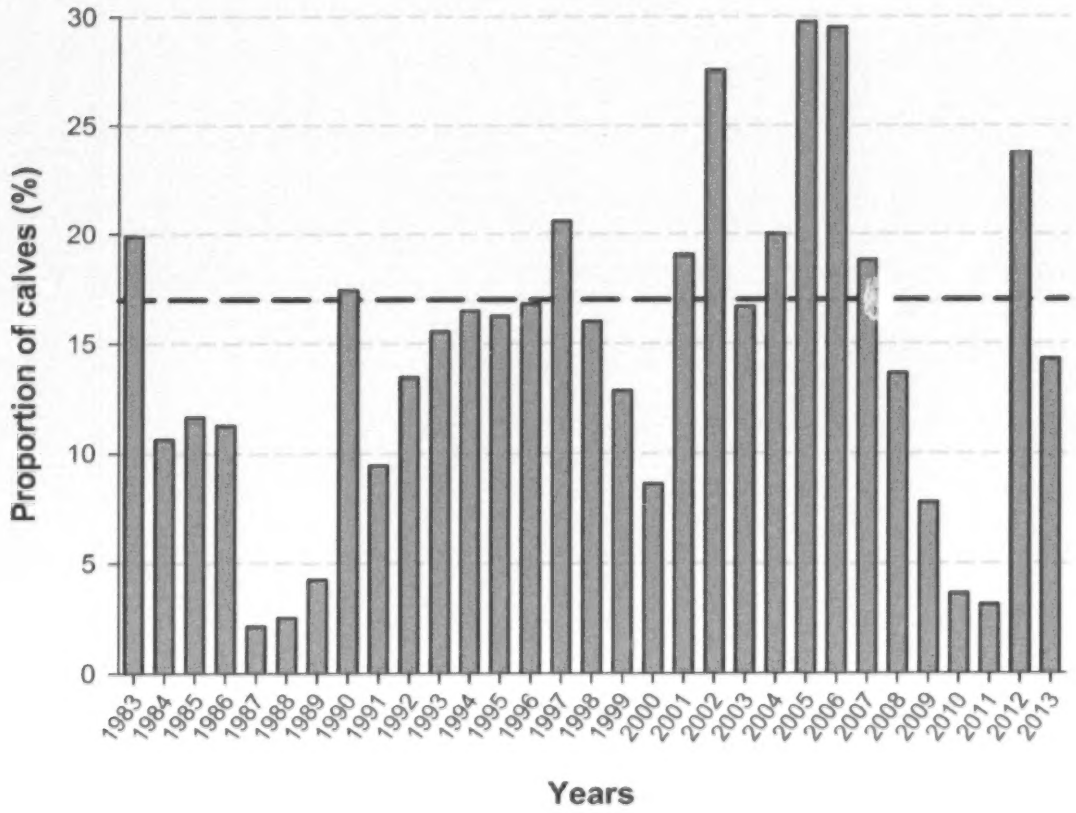
Province ou territoire/région	Sous-populations	Années[a]	Taux de survie moyen (%)[b]	Source
PTN (UD 5)				
	5 sous-populations	2004-2011	87 (IC : 83-91)	Lewis et Mahoney, 2014
PGA (UD 11)				
Gaspésie		1987-1992	92	Crête et Desrosiers, 1995
		1999-2000	Mâles : 79 (IC : 57-100) Femelles : 83 (IC : 67-95)	Fournier et Faubert, 2001

Province ou territoire/région	Sous-populations	Années[a]	Taux de survie moyen (%)[b]	Source
PB (UD 6)				
Alberta	8-13	2001-2008	86 (plage : 82-91)	Alberta Caribou Committee
	11	1994-2012	85 (plage : 77-91)	Hervieux *et al.*, 2013
Territoires du Nord-Ouest	Dehcho	2005-2014	77 (plage : 62-88)	Larter et Allaire, 2014
	South Slave	2004-2010	85 (plage : 76 -91)	Kelly et Cox, 2011
Saskatchewan	5 sous-populations	1993-1996	84 (IC : 75-93)	Rettie et Messier, 1998
Manitoba	North Interlake	2005-2009	Mâles : 65 (IC : 54-75) Femelles : 76 (IC : 65-85)	Hettinga *et al.*, 2012
Québec	3 sous-populations	2003-2011	87 (plage : 75-100)	Rudolph *et al.*, 2012
			90 (plage : 75-100) (hors chasse)	
Labrador	Mont Mealy	1985-1987	85	Schmelzer, 2013
		2002-2005	92 (plage : 83-97)	
		2006-2009	92 (plage : 91-93)	
		2010-2012	93 (plage : 92-93)	
	Mont Red Wine	1981-1988	80 (écart-type = 5,2)	Schaefer *et al.*, 1999
		1993-1997	70 (écart-type = 5,4)	
		1997-2000	75 (plage : 60-92)	Schmelzer, 2013
		2001-2004	84 (plage : 77-95)	
		2005-2009	82 (plage : 70-89)	
	Lac Joseph	1984-1987	95 (CV : 0,05; plage : 89-100)	St-Martin, 1987

Province ou territoire/région	Sous-populations	Années[a]	Taux de survie moyen (%)[b]	Source
		1998-2009	84 (CV : 0,05; plage : 69-100)	Schmelzer, 2013

[a]Ces données ne sont pas nécessairement recueillies tous les ans.

[b]Taux annuel ou taux annuel moyen pour les périodes de relevés sur plusieurs années. La plage de valeurs, l'intervalle de confiance (IC), l'erreur-type ou le coefficient de variation (CV) figurent entre parenthèses.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Proportion of calves = Proportion de faons
Years = Année

Figure 6. Proportion de faons (%) dans les relevés du caribou de la Gaspésie-Atlantique réalisés à l'automne de 1983 à 2013. La ligne tiretée horizontale représente l'objectif de 17 % établi dans le plan de rétablissement qu'il faut atteindre pour assurer la stabiltié de la population. Des programmes de contrôle des prédateurs ont été mis en place entre 1990 et 1996, et depuis 2001. Source : M.-H. St-Laurent, adapté de Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec, données inédites.

Population boréale

Le taux de survie annuel des femelles adultes est généralement élevé (soit de plus de 75 %; tableau 4), mais il fluctue en fonction des niveaux de chasse. Par exemple, la survie des femelles adultes de la sous-population du lac Joseph, au Labrador, était beaucoup plus élevée entre 1984 et 1987 que les valeurs estimées de 1998 à 2009 (tableau 4; Schmelzer, 2013). Sachant que les individus abattus dans le cadre de la chasse représentaient 30 % de l'ensemble des cas de mortalité connus, Schmelzer (2013) a calculé que, pendant la période visée par la surveillance, la survie moyenne des femelles avait augmenté de 6 % quand on ne tenait pas compte de la mortalité attribuable à la chasse. Cette différence dans les taux de survie moyens pourrait avoir des conséquences importantes sur la croissance de la population à long terme. Dans des conditions naturelles, la survie des femelles adultes est caractérisée par des taux plus élevés et une variation plus faible. Dans les sous-populations de Nottaway, de Témiscamie et d'Assinica, au Québec, Rudolph *et al.* (2012) ont calculé un taux de survie des femelles de 87 % quand ils tenaient compte des répercussions de la chasse, et de 90 %, quand ils n'en tenaient pas compte dans les sous-populations de Témiscamie et d'Assinica; à ces taux, leurs modèles prévoyaient une baisse de la survie des adultes au fil du temps (tableau 3).

Les taux de recrutement (souvent exprimés sous forme de rapport nombre de faons/100 femelles) sont très variables (tableau 3). Dans les populations de l'Alberta, le recrutement moyen de 2001 à 2008 était de 18 faons pour 100 femelles, mais variait de 3 à 52 faons pour 100 femelles. Les taux des populations des portions sud de l'aire de répartition de la PB sont généralement inférieurs au seuil de viabilité (c.-à-d. 29 faons pour 100 femelles), alors que ceux des portions nord sont supérieurs (c.-à-d. 36 faons pour 100 femelles [plage : 17-67]) dans les Territoires du Nord-Ouest (Larter et Allaire, 2014).

Fluctuations et tendances

Population de Terre-Neuve

Des fluctuations démographiques très marquées sont observées dans la PTN depuis la réalisation des premiers relevés. Dans la PTN, les estimations fondées sur des preuves anecdotiques datent du début du XIX^{e} siècle, et les documents historiques indiquent que la taille de la population a connu un pic au début des années 1900 (100 000 individus estimés), avant de chuter pour s'établir à 10 000 à 15 000 individus de 1925 à 1935 (Peek *et al.*, 2012). Les relevés systématiques et les recherches ont débuté dans les années 1950. La PTN a légèrement augmenté de 1930 à 1950, sans toutefois approcher les niveaux du début des années 1900, comme le montrent les dossiers de chasse et les connaissances écologiques historiques (Peek *et al.*, 2012). La PTN a augmenté jusqu'en 1975 environ, et comptait alors près de 22 500 individus (16 589 animaux matures) (Peek *et al.*, 2012). À partir de ce moment, elle a augmenté pour atteindre 94 000 individus en 1996, puis a chuté à 68 000 en 2002. La baisse s'est poursuivie, et la population ne comptait plus que 33 000 caribous en 2012 (Weir *et al.*, 2014) (figure 7). Il s'agit là d'un déclin de 58 et de 65 % au cours des 12 et 18 dernières années, respectivement (durées

de 2 et 3 générations; voir **Cycle vital et reproduction**). On a observé des tendances similaires dans la plupart des sous-populations de la PTN.

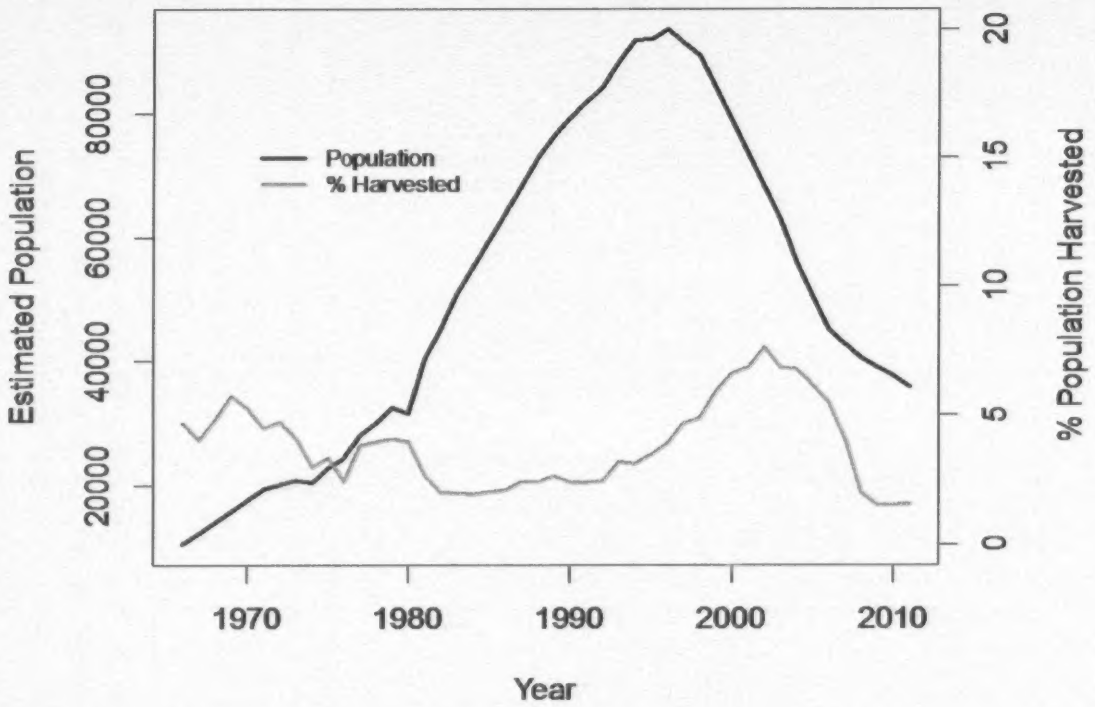


Figure 7. Variations de l'effectifs de la population de caribous de Terre-Neuve et du taux de capture de la chase de 1966 à 2011. Source : Weir *et al.*, 2014.

On pense que le déclin de la PTN est dû aux fluctuations naturelles et que la taille de la population va augmenter (Bastille-Rousseau *et al.*, 2013; Lewis et Mahoney, 2014; Weir *et al.*, 2014). Le déclin était lié à des effets dépendant de la densité associés aux mauvaises conditions des aires de répartition (Bastille-Rousseau *et al.*, 2013), de même qu'aux taux de chasse excessifs atteints au début du déclin de la population (Weir *et al.*, 2014). Il a été conclu que la présence d'effets dépendant de la densité est basée sur la baisse de la survie des faons à mesure que la population augmentait et sur l'augmentation du poids des faons lorsque la densité était plus faible. Ces deux facteurs donnent à penser que des densités élevées de caribous limitaient les populations. Le poids accru des faons est probablement lié à une meilleure forme physique des femelles reproductrices (Trindade *et al.*, 2011; Weir *et al.*, 2014). Des faons de plus grande taille ont une meilleure chance de

survie (Mahoney et Weir, 2009; Lewis et Mahoney, 2014). Parmi les autres indices de la présence d'effets dépendant de la densité figurent la modification de l'utilisation de l'habitat (Mahoney et Schaefer, 2011), l'augmentation de l'usure dentaire et les changements de morphologie corporelle (Mahoney *et al.*, 2011). On a également remarqué des changements de la période des migrations annuelles lorsque les densités sont élevées et plus faibles : certaines sous-populations passent cinq semaines de moins dans les aires d'estivage lorsque la densité est élevée, peut-être en raison de la compétition pour un fourrage limité (Mahoney et Schaefer, 2002b; Weir *et al.*, 2014). La taille corporelle des caribous femelles a diminué au fil du temps, et certaines sous-populations ont affiché des réductions importantes de la stature et de la taille des bois chez les mâles. Ces changements sont habituellement associés à une faible qualité et quantité du fourrage (Mahoney et Schaefer, 2002b; Mahoney et Weir, 2009). Selon Peek *et al.* (2012), bien que la prédation soit le principal facteur immédiat du déclin de la PTN, la densité-dépendance découlant de la détérioration de l'aire d'estivage peut représenter une cause ultime.

On pense aussi que la chasse a joué un rôle dans le récent déclin de la population. Entre les années 1960 et 2012, seulement 3,8 % de la population était chassée chaque année (figure 7; Weir *et al.*, 2014). Toutefois, la chasse pratiquée pendant les premières années du déclin a exacerbé ce dernier. Les ventes de permis n'ont cessé d'augmenter, et ce, jusqu'en 2004. Il y a ainsi eu un intervalle de 8 ans entre le pic de population et la réduction des quotas, ce qui explique pourquoi les taux de capture ont été les plus élevés (de 5,9 à 7,6 % de 1999 à 2005) pendant la période de déclin rapide de la population. Le taux de capture global a atteint son maximum à plus de 12 % pour certaines sous-populations, et à plus de 18 % si l'on tient compte uniquement des mâles adultes (Weir *et al.*, 2014). Le taux de capture moyen a connu son pic (7,6 %) pendant le déclin le plus important (de 1999 à 2005), et on a enregistré des taux de capture maximaux dans certaines sous-populations, comme celles de La Poile (12,3 %) en 2004 et de la rivière Grey (17,8 %) en 2007 (Weir, J. et Luther, G., NLDEC, données inédites).

La tendance à venir dans la PTN a été prévue à partir de scénarios incluant et excluant le recrutement accru de faons. Les modèles démographiques matriciels de Leslie, qui tiennent compte de la survie des faons, de la productivité, de la survie des adultes et de l'âge des femelles reproductrices pour prévoir l'effectif de la population, portent à croire que, si le recrutement de faons demeure faible, la PTN baissera de 90 %, soit à environ 5 074 individus, d'ici 2035, alors qu'une augmentation du recrutement suivant une hausse de la survie des faons permettrait de stabiliser la variation de la population ou d'amorcer une augmentation de la population d'ici 2035 (Weir *et al.*, 2014; figure 8). En fonction de ces modèles, de 40 à 45 % des faons doivent survivre chaque année pour stabiliser la PTN. Il est à noter que le taux moyen de survie des faons pendant la période de croissance démographique (soit de 1980 à 1996) était de 67,4 +/- 9,1 % (Lewis et Mahoney, 2014).

Le taux de déclin ralentit, soit de 9 % par année de 2000 à 2006 et de 5 % par année depuis 2007, et ce changement résulte probablement de la hausse des taux de survie des faons et à la baisse de la pression exercée par la chasse (Weir *et al.*, 2014). La survie des faons a augmenté pour atteindre 48 % en 2012 et devrait rester stable (voir **Survie et recrutement**). La taille corporelle (longueur de l'os de la mâchoire et taille des bois)

augmente depuis le milieu des années 2000 et est revenue aux niveaux antérieurs au déclin (Weir *et al.*, 2014). Le poids des faons mâles et femelles a retrouvé les niveaux antérieurs au déclin (Weir *et al.*, 2014)

En résumé, le déclin actuel dépend naturellement de la densité et semble être causé, à terme, par un stress nutritionnel découlant de la nourriture limitée. La vulnérabilité des faons augmente à mesure que la densité augmente, ce qui fait de l'exploitation par les prédateurs un mécanisme important du déclin. La chasse a amplifié les taux de réduction de la population au début du déclin, mais les quotas ont été revus à la baisse depuis. Divers indices laissent entrevoir une amélioration de la santé de la population et un ralentissement, voir une interruption, du déclin.

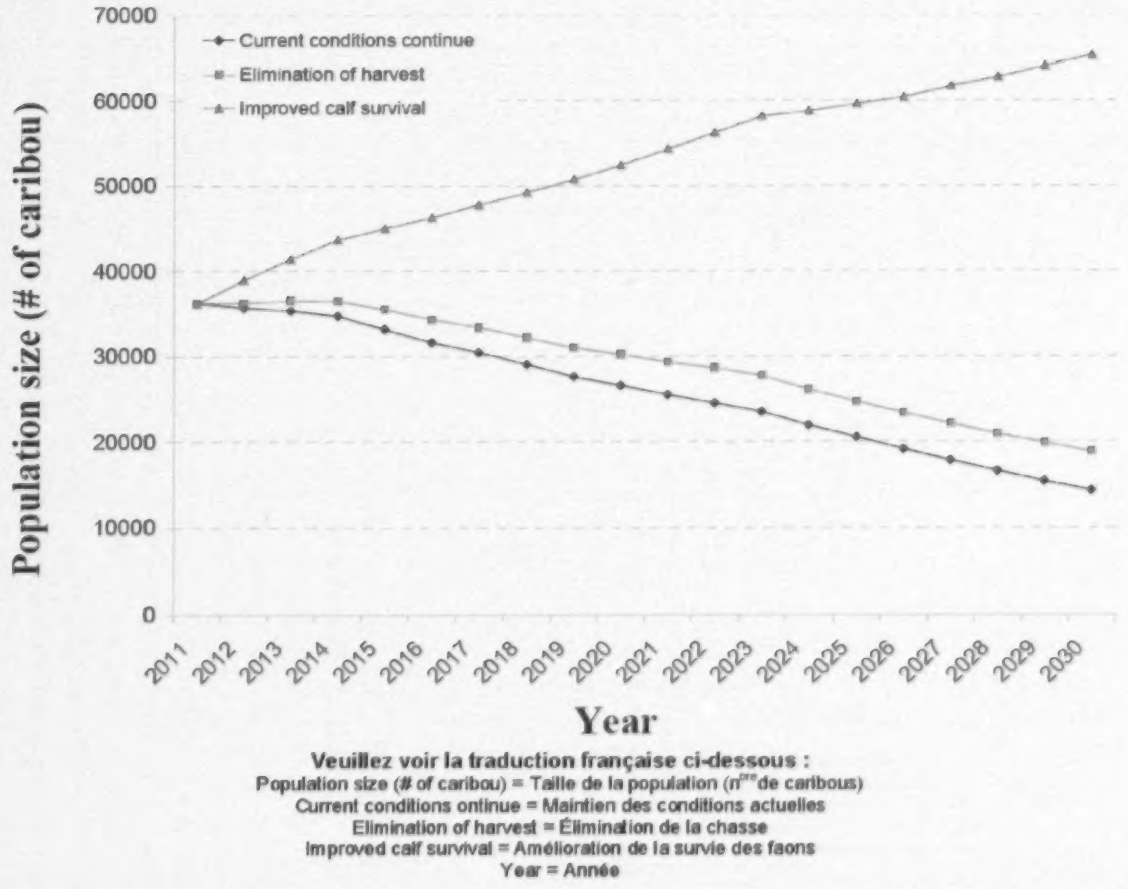


Figure 8. Simulation de la population de caribous de Terre-Neuve à l'aide de l'analyse de viabilité des populations : 1) maintien des faibles taux de survie actuels des faons; 2) élimination de la chasse; 3) amélioration des taux de survie des faons. Source : Randell *et al.*, 2012.

Population de la Gaspésie-Atlantique

Depuis la première estimation dans les années 1950 de la taille de la PGA, qui comptait alors entre 700 et 1 500 individus (faons et individus matures confondus) (Moisan, 1958), on observe une baisse. La population était estimée à 274 individus (219 matures) en 1983. Elle a ensuite baissé, atteignant 100 individus (88 matures) en 1999, avant d'augmenter de nouveau, s'élevant à 214 individus (174 matures) en 2007 (St-Laurent, comm. pers.; figure 9). Les niveaux les plus bas de la PGA ont été répertoriés ces dernières années. On estime que la population comptait 92 individus (89 matures) en 2011 et 85 (65 matures) en 2012. Il est difficile d'évaluer une tendance de la population sur une seule période car, en raison des fluctuations, les comparaisons à l'intérieur de l'ensemble de données peuvent produire des hausses ou des baisses exceptionnelles. La tendance sur 2 générations (12 ans; voir **Cycle vital et reproduction**; de 2001 à 2013) est très variable en fonction de la période de 12 ans considérée. Sur 5 périodes de 12 ans comprises entre 1997 et 2013, le taux moyen était de -10 % (intervalle : de +1 à -47 %). De même, sur 5 périodes de 18 ans comprises entre 1991 et 2013, le taux moyen sur 3 générations est de -11 % (intervalle : de +15 à -34 %). Depuis 1983, la tendance est de -49 %. Depuis les années 1950, le déclin est d'environ 81 à 91 % (c.-à-d. que le nombre de caribous est passé de 700-1 500 dans les années 1990 à 130 caribous en 2013).

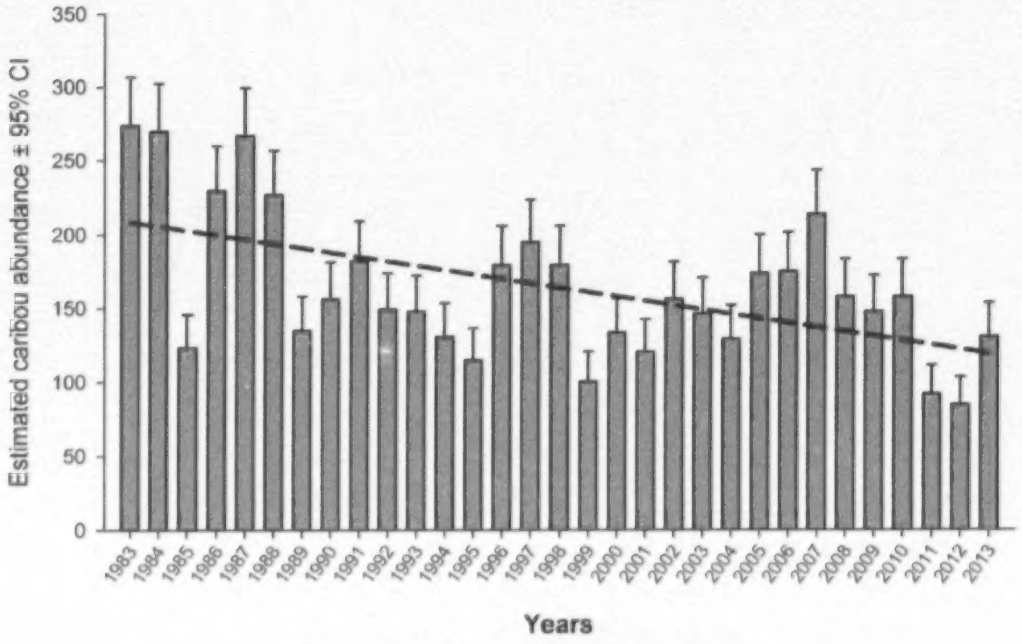


Figure 9. Estimations automnales de l'effectif (avec application d'un facteur de correction de 0,70 pour tenir compte des biais dus à la visibilité) de la population de la Gaspésie-Atlantique, tous âges confondus, de 1983 à 2013. Source : M.-H. St-Laurent, adapté de Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec, données inédites).

On a estimé la tendance future dans la PGA à l'aide d'une analyse de la viabilité des populations (AVP). Lesmerises (2012) a démontré qu'en moyenne la disparition aurait lieu dans 20,5 ans (± 6,7 ans) si la mortalité des faons de la PGA se maintenait à 89 %, ce qui correspond au niveau moyen rapporté entre 2009 et 2011. Ce scénario de modélisation ne contient aucune itération au-delà de 2057. Selon l'AVP, le taux de survie des faons doit demeurer entre 41 et 43 %, ou à un rapport d'environ 33 faons/100 femelles, afin de garantir la viabilité pour les 100 prochaines années, ce qui correspond au taux de 40 à 45 % rapporté pour la PTN (Randell *et al.*, 2012). Lesmerises (2012) a également démontré l'importance de la survie des adultes dans les tendances de la PGA, mais les résultats devraient alors être interprétés avec prudence puisque certaines données manquantes dans cette analyse ont été acquises à partir d'autres populations de caribous. De récents relevés ont laissé entendre que la mortalité des adultes pourrait être plus élevée que prévu et que les femelles adultes pourraient être plus vulnérables à la prédation par le coyote (M.-H. St-Laurent, données inédites).

Population boréale

On ne connaît pas la tendance du pourcentage de variation des 3 dernières générations (18 ans – voir la section **Cycle vital et reproduction**) pour l'ensemble de la PB. Une grande partie de l'UD n'est toujours pas recensée, et il est difficile de comparer entre eux les relevés réalisés au sein des aires de répartition sur de longues périodes. Le dernier rapport de situation du COSEPAC (COSEWIC, 2002) estimait le nombre de caribous à 33 000, ce qui correspond sensiblement à l'estimation du programme de rétablissement national de 2012 (Environment Canada, 2012), qui était de 34 000 caribous dans la PB. Ces chiffres sont considérés comme des estimations brutes de la taille de la population, en particulier dans les vastes secteurs septentrionaux des aires de répartition, où les effectifs sont présumés élevés (soit à 6 500 individus dans les Territoires du Nord-Ouest et à 7 000 au Québec; tableau 1). Selon les valeurs brutes antérieurement (début des années 2000) estimées pour 4 sous-populations du sud de la baie James, celles-ci comptaient 700 caribous (Rudolph *et al.*, 2012). De nouveaux relevés ont été réalisés dans certaines régions depuis la publication du programme de rétablissement national, mais les données sur les tendances demeurent difficiles à obtenir. Par exemple, en Colombie-Britannique, un récent dénombrement de la population minimale (2013) dans l'ensemble des aires de répartition faisait état de 952 caribous (816 adultes), ce qui représente un déclin de 37 % (tous âges confondus) par rapport à l'estimation de 2004, et un déclin de 29 % par rapport à la limite de confiance inférieure estimée (Culling et Culling, 2013). Toutefois, il se peut que la densité de la population ait été surestimée dans certaines aires de répartition considérées dans l'estimation de 2004; il est donc difficile de faire des comparaisons. Même si le pourcentage de déclin est incertain en Colombie-Britannique, un déclin semble toujours évident, car les taux de recrutement de faons de 6 à 8 aires et sous-aires n'assuraient pas la viabilité.

Il existe des données sur les tendances fondées sur le taux de croissance démographique dans certaines instances. Elles indiquent un déclin de la population dans pratiquement toutes les aires de répartition (tableau 5). Des valeurs de lambda relatives à une période correspondant à peu près aux 3 dernières générations (de 1996 à ce jour) sont disponibles pour 37 sous-populations, sur 46 périodes. Une « période » correspond à un court laps de temps de plusieurs années, qui a été pris en compte pour limiter la dissimulation éventuelle d'années à lambda positif. Les sous-populations représentent plus de 90 % de l'aire de répartition de la PB. (Remarque : certaines sous-populations ne correspondent pas aux aires de répartition présentées dans le programme de rétablissement national, par exemple le sud et le nord de la PB dans les Territoires du Nord-Ouest sont séparés ici, et les 5 sous-populations de la Saskatchewan sont considérées comme faisant partie d'une seule aire de répartition dans le programme de rétablissement.) Seules certaines sous-populations du Labrador de certaines années, et une seule population (aire de répartition dans la portion nord des Territoires du Nord-Ouest) ont affiché une croissance démographique. Dans la région désignée du Sahtu, dans les Territoires du Nord-Ouest, les utilisateurs autochtones s'entendent tous pour dire que les populations locales sont actuellement en bonne santé, comme le rapporte l'Office des ressources renouvelables du Sahtu (Sahtu Renewable Resources Board, 2010). Au Labrador, même si les valeurs de lambda sont supérieures, la sous-population du mont Red Wine ne s'est pas remise d'un déclin majeur survenu dans les années 1990 (Schaefer *et al.*, 1999; Schmelzer, 2013), et une récente évaluation des sous-populations du mont Mealy et du lac Joseph indique également un déclin (Schmelzer, 2013).

Tableau 5. Taux fini de variation démographique dans l'unité désignable de la population boréale, présentés par sous-population ou compétence responsable. Valeurs moyennes de lambda fournies pour la meilleure période disponible de 3 générations (18 ans). Un lambda inférieur à 1 signifie que la population est en déclin.

Province/région	Sous-population	Années[a]	Lambda (plage)[b]	Source
Alberta	13 sous-populations	2001-2008	0,93 (0,69-1,19)	http://www.albertacaribouCommittee.ca
	Bistcho	5 ans	0,84 (-58 %)[c]	Hervieux *et al.*, 2013
	Chinchaga	10 ans	0,89 (-70 %)	
	Lac Cold	12 ans	0,86 (-87 %)	
	Lac Cold (Sask.)	12 ans	0,92 (-63 %)	
	Monts Caribou	17 ans	0,92 (-76 %)	
	Rive est de la rivière Athabasca	17 ans	0,92 (-78 %)	
	Little Smoky	13 ans	0,97 (-33 %)	
	Red Earth	15 ans	0,88 (-84 %)	
	Richardson	3 ans	0,98 (-5 %)	
	Rive ouest de la rivière Athabasca	18 ans	0,93 (-71 %)	
	Yates	5 ans	1,00 (+1 %)	

Province/région	Sous-population	Années[a]	Lambda (plage)[b]	Source
	Moyenne	1994-2012	0,92 (- 57 %)	
Territoires du Nord-Ouest	Dehcho	2005-2014	0,97 (0,72-1,29)	Larter et Allaire, 2014
	South Slave	2004-2010	0,96 (0,83-1,06)	Kelly et Cox, 2011
	Gwich'in Sud	2003-2007	1,08	Nagy, 2011
	Gwich'in Nord	2005-2007	1,2	Nagy, 2011
	Sud de la PB		0,87-0,97	
Saskatchewan	Mossy	1993-1996	1,1	Rettie et Messier, 1998
	Montreal	1993-1996	0,91	
	Nemeiben	1993-1996	0,84	
	Clarke	1993-1996	0,92	
	Weyakin	1993-1996	0,98	
	Moyenne [f]	1993-1996	0,95	
Manitoba	North Interlake	2005-2009	0,90 (0,82-0,99)	Hettinga *et al.*, 2012
Ontario	Berens	2011-2012	0,93 (0,89-0,98)	Ontario Ministry of Natural Resources, 2014
	Sydney	2011-2012	0,98 (0,97-0,99)	
	Churchill	2011-2012	0,96 (0,94-0,98)	
	Brightsand	2010-2012	0,87 (0,86-0,90)	
	Nipigon	2009-2012	0,98 (0,96-0,99)	
	Pagwachuan	2009-2012	0,94 (0,72-1,05)	
	Kesagami	2009-2012	0,94 (0,88-1,01)	
	Spirit	2008-2011	0,95 (0,82-1,06)	
	Kinlock	2008-2011	0,95 (0,91-1,01)	
	Baie James	2008-2013	0,91	
	Missisa	2008-2013	0,86	
	Moyenne	2008-2013	0,93 (0,82-1,06)	
Québec	Assinica	2003-2012	0,98	Rudolph *et al.*, 2012
	Nottaway	2002-2011	0,98	
	Témiscamie	2002-2012	0,98	
Labrador	Mont Mealy	1960	0,78[c]	Schmelzer, 2013
		1963	0,81[c]	
		1970-1971	1,0 (0,99-1,02)[c]	
		1974-1975	0,86 (0,69-1,08)[c]	
		1981	1,16[c]	
		1987	1,18[c]	

Province/région	Sous-population	Années[a]	Lambda (plage)[b]	Source
		2002	1,17[d]	
		2005-2006	1,12 (1,11-1,13)[d]	
		2008-2010	1,14 (1,07-1,25)[d]	
		2011-2012	1,06 (1,04-1,08)[d]	
	Moyenne	2002-2012	1,13 (1,07-1,25)[d]	
	Mont	1997	0,69[d]	
	Red Wine	2001-2003	1,03 (0,88-1,12)[d]	
		2009	1,1[d]	
	Moyenne	1997-2009	1,05 (0,69-1,16)[d]	
	Lac Joseph	1984-1986	1,2 (1,16-1,19)[c]	
		1998	0,95[d]	
		2000-2002	0,99 (0,84-1,18)[d]	
		2003	0,87[d]	
		2005	0,97[d]	
		2007-2009	1,15 (0,88-1,31)[d]	
	Moyenne	1998-2009	1,08 (0,84-1,3)[d]	

[a]Ces données ne sont pas nécessairement recueillies tous les ans.

[b]Taux annuel ou taux annuel moyen pour les périodes de relevés sur plusieurs années. Plage de valeurs entre parenthèses.

[c]D'après des estimations successives de la population.

[d]Selon une fonction de survie, de mortalité et de recrutement de faons (voir par exemple Hatter et Bergerud, 1991).

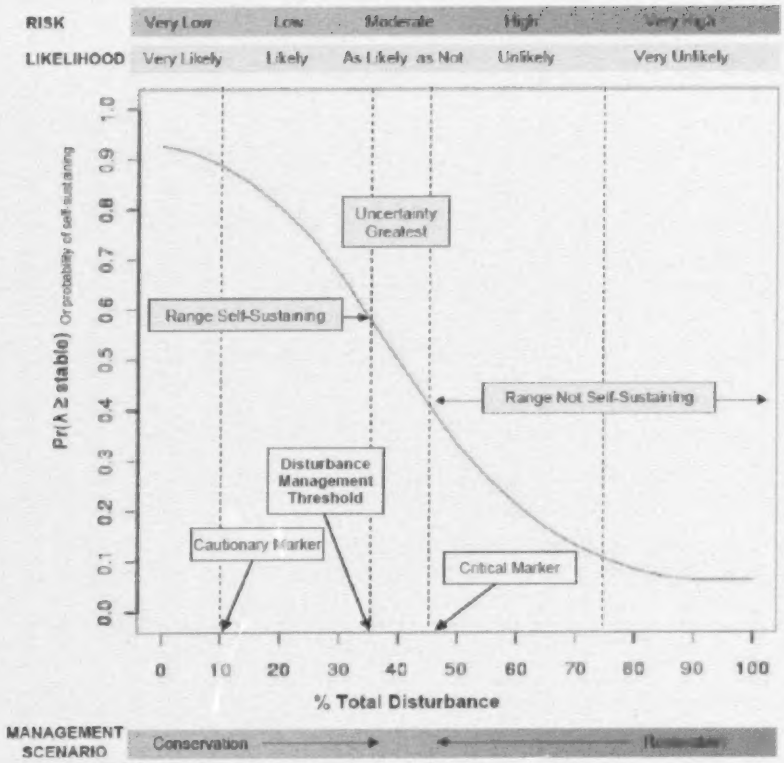
[e]Modification de la population obtenue de façon cumulative pour différentes périodes entre 1994 et 2012 (Hervieux *et al.*, 2013).

[f]Les cinq sous-populations de la Saskatchewan correspondent plus ou moins à l'aire de répartition de la population SK1 (Plaines boréales) présentée dans le programme de rétablissement fédéral (Environment Canada, 2012).

Le lambda moyen des 37 sous-populations est de 0,96, ce qui indique un déclin de la population (tableau 5). Il peut s'agir de déclins à court terme, mais cela est peu probable, car les ensembles de données portaient sur de courtes périodes de 2 à 4 ans et que des valeurs positives de lambda auraient été notées. On a trouvé des valeurs négatives de lambda dans 30 sous-populations (81 % de l'ensemble des sous-populations faisant l'objet de données) et sur 30 périodes. En Alberta, des données suffisantes recueillies à partir de 998 caribous munis d'un collier émetteur dans 11 des 13 aires de répartition ont révélé que la population de 10 d'entre elles était en déclin, avec un taux de survie moyen des femelles adultes de 85 %, un rapport moyen faons/femelles de 14,5/100 et un lambda moyen de 0,92 (Hervieux *et al.*, 2013). En Ontario, les valeurs de lambda indiquent un déclin dans l'ensemble des 11 aires de répartition faisant l'objet de données, et un lambda moyen de 0,93, de 2008 à 2012 (Ontario Ministry of Natural Resources, 2014). Le lambda est inférieur à 1 dans des régions dans lesquelles les aires de répartition sont très perturbées (p. ex. en Alberta), mais il l'était également dans des zones jugées relativement moins

perturbées (p. ex. en Ontario et au Québec, et dans le sud des Territoires du Nord-Ouest). Une valeur de lambda de moins de 0,9 équivaut à un déclin de 50 % sur 7 ans; sur 11 périodes, la valeur de lambda de 9 sous-populations était de moins de 0,9. En Alberta, le lambda moyen de 0,93 pour les 11 sous-populations correspondait à un déclin cumulatif de 57 % de 1994 à 2012.

On peut également déduire la tendance actuelle et future dans la PB à partir d'une récente évaluation de la taille de la population, de la superficie de l'aire de répartition et des degrés de perturbation. Le programme de rétablissement fédéral (Environment Canada, 2012) a reconnu 51 populations locales (voir **Unités désignables**) et évalué la probabilité de 50 aires de répartition (1 aire de répartition [SK1] du nord de la Saskatchewan n'a pas été prise en compte dans l'évaluation, car elle se trouve dans une situation unique et n'a pas fait l'objet de l'analyse de l'habitat essentiel; Environment Canada, 2012) d'assurer le maintien de l'espèce. Une population locale autosuffisante est une population locale de caribous boréaux qui affiche une croissance moyenne stable ou positive à court terme (≤ 20 ans), et dont la taille est suffisante (au moins 10 femelles) pour supporter des phénomènes stochastiques et se maintenir à long terme (≥ 50 ans), sans qu'aucune intervention de gestion active courante soit nécessaire (Environment Canada, 2012). Au total, selon les prévisions, 14 populations locales étaient « autosuffisantes » (65 % de l'ensemble de l'aire de répartition), alors que 26 (13 % de l'ensemble de l'aire de répartition) étaient probablement « non autosuffisantes » et 10 (22 % de l'ensemble de l'aire de répartition) étaient « à autosuffisance aussi probable qu'improbable » (tableau 2). La catégorie « à autosuffisance aussi probable qu'improbable » indique une incertitude quant à la viabilité de la population. À cause de cette incertitude, les populations de cette catégorie ne sont pas prises en compte dans l'atteinte des objectifs en matière de population et sont classées dans la catégorie « non autosuffisantes » dans le programme de rétablissement national (Environment Canada, 2012). On dispose d'estimations démographiques pour 40 populations locales, généralement exprimées sous forme de valeurs minimales et maximales. Selon les prévisions, la majorité de la population connue (69 % de la taille de la population maximale estimée) était répartie dans 9 populations locales autosuffisantes, et la plupart des populations locales (25; 13 % de la population totale) n'étaient pas autosuffisantes et 6 d'entre elles (14 % de la population totale) étaient classées dans la catégorie « à autosuffisance autant probable qu'improbable ». Ces dernières dépassent le seuil de gestion des perturbations de plus de 35 % (figure 10); en fonction du principe de précaution, on juge dans cette évaluation qu'elles subiront probablement un déclin. Les aires de répartition de ces populations sont regroupées avec les aires de répartition des populations probablement « non autosuffisantes » aux fins de l'estimation totale de la superficie de l'aire de répartition et de la population en déclin. Par conséquent, on déduit que 35 % de l'aire de répartition de la PB et 27 % de la population sont en déclin. Il se peut que la proportion soit supérieure. En effet, en 2014, un incendie a brûlé 3 millions d'hectares dans les Territoires du Nord-Ouest, et l'on craint que l'aire de répartition abrite une population qui n'est pas aussi autosuffisante qu'on l'évalue actuellement (Boyan et Carrière, comm. pers., 2014).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

RISK = RISQUE
Very Low = Très faible
Low = Faible
Moderate = Modéré
High = Élevé
Very High = Très élevé
LIKELIHOOD = PROBABILITÉ
Very Likely = Très probable
Likely = Probable
As Likely as Not =Plus ou moins probable
Unlikely = Peu probable
Very Unlikely = Très peu probable
Pr(λ ≥ stable) Or probability of self-sustaining = Pr (λ ≥ stable) ou probabilité d'autosuffisance
Range of Self-Sustaining = Intervalle d'autosuffisance
Uncertainty Greatest = Incertitude maximale
Range Not Self-Sustaining = Intervalle de non autosuffisance
Cautionary Marker = Marqueur d'avertissement
Disturbance Management Treshold = Seuil de gestion des perturbations
Critical Marker = Marqueur critique
% Total Disturbance = % de perturbation totale
MANAGEMENT SCENARIO = SCÉNARIO DE GESTION
Restoration = Restauration

Figure 10. Lien entre le degré de perturbation et la probabilité d'autosuffisance d'une population de caribous dans l'unité désignable de la population boréale. Probabilité d'observer une croissance stable ou positive ($\lambda \geq 1$ = stable) des populations locales du caribou boréal sur une période de 20 ans, à divers degrés de perturbation totale dans les aires de répartition (incendies ≤ 40 ans + perturbations anthropiques avec zone tampon de 500 m). Le degré de certitude du résultat, les risques écologiques et les scénarios de gestion sont représentés sur un continuum de conditions. Source : Environnement Canada, 2011.

D'après le programme de rétablissement national, les valeurs de lambda et les récentes mises à jour de la population, les aires de répartition de la plupart des provinces et territoires de la partie sud de l'UD subissent un déclin de la population et de l'habitat. C'est notamment le cas de l'Alberta (les 9 aires de répartition, surveillées de 2001 à 2011), du Manitoba (1 aire de répartition, surveillée de 2005 à 2009), de l'Ontario (7 aires de répartition, surveillées de 2009 à 2013), du Québec (3 aires de répartition, surveillées de 2002 à 2012) et du Labrador (2 aires de répartition, surveillées de 2002 à 2012) (tableaux 2 et 5). Une évaluation plus récente de l'aire de répartition de la PB en Ontario (Ontario Ministry of Natural Resources, 2014) indique que seules 2 des 13 aires de répartition (15 % de l'aire de répartition totale de la PB, et 19 % du dénombrement minimal de la population, en Ontario) ont des valeurs de lambda supérieures à 1, ce qui représente une baisse de 3 aires de répartition et de 105 784 km^2, ou de 7 % des 65 % de l'aire de répartition totale de la PB définie comme autosuffisante dans le programme de rétablissement national (Environment Canada, 2012). La même situation est observée au Québec : la recherche effectuée sur 3 sous-populations dans une vaste zone (environ 112 000 km^2) au sud-est de la baie James indique un déclin de la population, et ce, alors que les degrés de perturbation se situent au seuil maximal de 35 % (Rudolph *et al.*, 2012).

Pour résumer, près d'un tiers de la zone occupée et de la population de caribous de la PB connaît un déclin, selon les déclins répertoriés, les valeurs négatives de lambda dans la plupart des sous-populations et le pourcentage des aires de répartition trop perturbées pour être autosuffisantes. Les valeurs de lambda indiquent que des déclins pouvant atteindre 50 % se poursuivront vraisemblablement dans les zones les plus touchées, et que des déclins moins importants auront lieu dans les sous-populations aux lambda négatifs. On en conclut un déclin continu de plus de 30 %.

Immigration de source externe

Conformément aux lignes directrices du COSEPAC, une immigration de source externe peut uniquement avoir lieu au sein d'une UD; on n'appuie pas le sauvetage d'une UD par une autre aux fins d'évaluation du statut. Les trois UD sont endémiques au Canada; une immigration à partir de populations externes au sein de la même UD est donc impossible. Le sauvetage d'aires de répartition isolées au sein d'une UD est possible, mais il s'agit d'événements liés au rétablissement plutôt qu'à la désignation de statut et ils ne sont donc pas traités dans le présent rapport.

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS

Population boréale

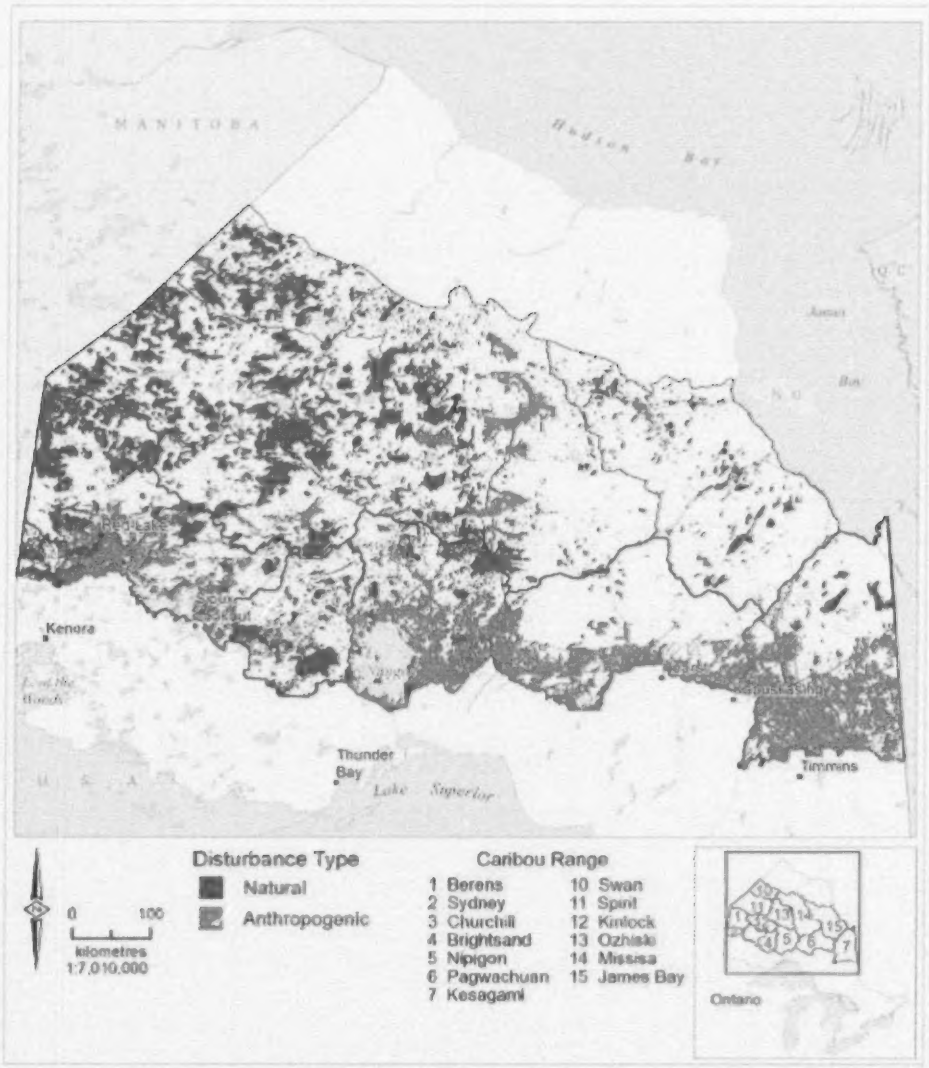
L'altération de l'habitat due aux perturbations anthropiques et la prédation sont des menaces très préoccupantes décrites dans le programme de rétablissement national (Environment Canada, 2012). L'altération de l'habitat causée par les incendies, les changements climatiques qui augmentent les risques d'incendie, la chasse et la perturbation sonore sont des menaces de préoccupation moyenne. Les instances dotées

de plans de rétablissement décrivent généralement les mêmes menaces (p. ex. Colombie-Britannique [British Columbia Ministry of the Environment, 2010]; Labrador [Schmelzer *et al.*, 2004], Manitoba [Manitoba Boreal Woodland Caribou Management Commitee, 2014]). Certaines menaces agissent en interaction et peuvent avoir des effets cumulatifs peu évidents lorsqu'elles sont évaluées individuellement (Weclaw et Hudson, 2004; Boreal Caribou ATK Reports, 2010- 2011; Badiou *et al.*, 2011; Environment Canada, 2012).

Le programme de rétablissement national de la PB établit un seuil de gestion des perturbations de 65 % de l'habitat non perturbé dans une aire de répartition donnée, ce qui fournit une probabilité mesurable (60 %) d'autosuffisance pour une population locale. Le maintien d'un effectif de 100 individus donne une probabilité de 0,7 de ne pas atteindre le seuil de quasi-disparition de 10 femelles capables de se reproduire en présence de conditions stables (Environment Canada, 2011; figure 10). Le seuil de 65 % est considéré comme un minimum car, à 65 % d'habitat non perturbé, il persiste un risque significatif (40 %) que les populations locales ne soient pas autosuffisantes (c.-à.-d. moins de 10 femelles reproductrices) (Environment Canada, 2012). On considère comme perturbé un habitat présentant des perturbations anthropiques visibles sur les images Landsat à l'échelle 1:50 000, y compris l'habitat situé dans une zone tampon de 500 m de la perturbation anthropique et/ou des perturbations causées par les incendies dans les 40 dernières années (Environment Canada, 2012). La figure 11 montre l'aire de répartition de la PB en Ontario pour illustrer la portée de la perturbation lorsque les perturbations anthropiques et naturelles sont cartographiées selon la méthode décrite par Environnement Canada (Environment Canada, 2012).

Sorensen *et al.* (2008) ont établi une corrélation négative significative entre le taux de recrutement du caribou en Alberta et le degré de perturbation (anthropique et naturelle). Sleep et Loehle (2010) se sont interrogés sur la simplicité des modèles et ont laissé entendre que ces derniers surestimaient le taux de croissance de la population de caribous et avaient un faible pouvoir de prévision. En 2008, Environnement Canada a élargi l'étude de Sorensen *et al.* (2008) avec l'Examen scientifique aux fins de la désignation de l'habitat essentiel de la population boréale du caribou des bois (Environment Canada, 2008). En 2011, le Ministère a ensuite amélioré la méta-analyse (Environment Canada, 2011); le meilleur modèle obtenu (c.-à-d. incendies + perturbation anthropique avec zone tampon de 500 m, exclusion de réservoirs) expliquait 69 % de la variation du recrutement de faons dans un échantillon de 24 aires de répartition en fonction du pourcentage de la perturbation totale dans chaque aire de répartition. La méthode d'Hervieux *et al.* (2013), basée sur des taux de survie connus des femelles et des faons (voir Activités et méthodes d'échantillonnage) a permis de tirer la même conclusion quant à la portée des déclins que la méthode utilisée dans le cadre du programme de rétablissement national, ce qui porte à croire que la méthode axée sur le seuil de gestion des perturbations d'Environnement Canada (Environment Canada, 2011, 2012) est utile.

Selon le calculateur des menaces de l'UICN, l'impact global des menaces qui pèsent sur la PB est très élevé-élevé (annexe 1). L'exploitation forestière et la prédation constituent des menaces à impact élevé.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Hudson Bay = Baie d'Hudson
James Bay = Baie James
L. of the Woods = Lac des Bois
Lake Superior = Lac Supérieur
Disturbance Type
Type de perturbation

Natural = Naturelle
Anthropogenic = Anthropique
Kilometres = Kilomètres
Caribou Range = Aire de répartition du caribou
15 James Bay = 15 Baie James

Figure 11. Exemple de la portée des perturbations dans l'aire de répartition du caribou boréal. La carte représente le couvert forestier âgé de moins de 36 ans de l'aire de répartition ontarienne continue du caribou boréal, à la suite de perturbations naturelles (incendies, chablis) et anthropiques (extraction des ressources, aménagement de routes). Les lieux de perturbation anthropique comprennent une zone tampon de 500 m. Lorsque, dans un lieu, des perturbations anthropiques chevauchent des perturbations naturelles, celui-ci est considéré comme un lieu de perturbation anthropique. Source : Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, 2014.

Menaces à impact élevé et élevé-moyen

Exploitation forestière et récolte du bois (UICN 5.3)

La disparition des forêts matures (principalement à cause de la récolte, mais aussi de l'exploitation minière, des aménagement hydroélectriques et de l'exploitation pétrolière et gazière) est le type d'altération de l'habitat le plus généralisé dans la forêt boréale (Gagnon et Morin, 2001; McRae *et al.*, 2001; Burton *et al.* 2003). D'après les CTA, la PB a modifié son régime alimentaire à la suite des perturbations dues à la foresterie, et sa viande a désormais un goût différent (McDonald *et al.*, 1997; Huntington *et al.*, 2005, cité dans COSEWIC, 2012, p. 65).

La limite des zones de coupe se déplace vers le nord jusqu'à des forêts non exploitées, et la construction de routes qui en découle favorise l'exploitation de nouvelles ressources (Festa-Bianchet *et al.*, 2011). On ne connaît pas les taux d'expansion de la foresterie à l'échelle locale, mais les baisses de 8 à 36 km/décennie dans l'aire de répartition du caribou correspondent aux hausses des zones touchées par l'exploitation des ressources (voir **Aire de répartition canadienne**). Les activités forestières industrielles s'étendent vers le nord, dans l'aire de répartition du caribou. De même, les exercices de planification de l'utilisation des terres à l'échelle provinciale ces 20 dernières années (p. ex. programme ontarien Des terres pour la vie; Watton et Dunn, 2003) et la vente aux enchères de zones étendues (p. ex. accord d'aménagement forestier sur 68 000 km^2 dans le nord-est de l'Alberta en 1991; Alpac, 2014) poussent les activités d'aménagement forestier industrielles vers le nord. Une grande partie des terres perturbées répertoriées dans le programme de rétablissement national (Environment Canada, 2012) correspondent à des zones visées par de nouveaux permis forestier. Au Labrador, en 2004, les activités de coupe forestière étaient limitées à une petite portion de l'aire de répartition du mont Red Wine, mais leur expansion y a été proposée (Schmelzer *et al.*, 2004).

Des restrictions en matière de planification prévues par les permis forestiers provinciaux limitent l'expansion vers le nord de l'exploitation forestière industrielle à grande échelle (Greenpeace, 2014). Toutefois, la foresterie industrielle n'a pas encore atteint ces limites septentrionales (figure 12), et les répercussions sur les caribous sont des prévisions. Les baux à long terme (c.-à-d. 25 ans) exigent des entreprises qu'elles aient recours à des pratiques de coupe au rendement soutenu; les secteurs déjà exploités seront un jour exploités de nouveau, parallèlement à l'entretien des routes d'accès. Au Québec, à l'aide d'un modèle du caractère convenable de l'habitat fondé sur des données de spécialistes, Leblond *et al.* (2014) ont indiqué que les caribous n'avaient plus accès qu'à très peu de parcelles d'habitat convenables au sud de la limite septentrionale de l'exploitation forestière commerciale.

Le caribou semble sensible au bruit des motoneiges, des bateaux à moteur, des véhicules et des avions (p. ex. vols d'entraînement à basse altitude au Labrador, Schmelzer *et al.*, 2004), ce qui peut augmenter le stress chronique. Renaud (2012) a observé des teneurs en cortisol plus élevées chez les caribous soumis à un pourcentage élevé de coupe à blanc dans leur aire de répartition que chez ceux vivant dans des milieux non perturbés. On a vu des caribous fuir les zones perturbées par le bruit de ces sources (COSEWIC, 2012). L'Office des ressources renouvelables du Sahtu (Sahtu Renewable Resource Board, 2010) a rapporté que les bruits, notamment les bruits industriels, pouvaient constituer une menace pour le caribou :

> *On estime que le bruit constitue un facteur important pouvant avoir des répercussions sur le caribou boréal. Parmi ces perturbations figurent le forage, les activités liées aux lignes de sondage sismique, le débroussaillage et les machines, notamment les hélicoptères et les véhicules tout-terrain, qui effectuent des travaux pendant l'été. Le caribou préfère les zones de forêts anciennes et a tendance à se tenir loin des routes d'hiver en raison de la pollution sonore.* (traduction)

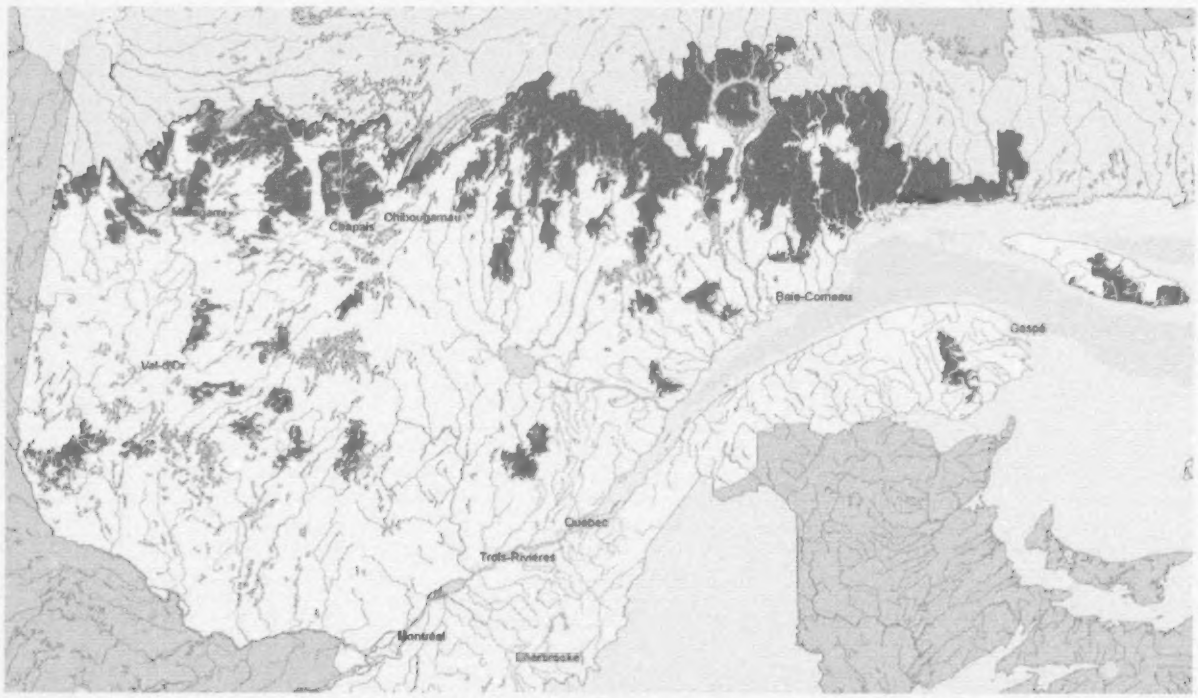


Figure 12. Emplacement de la limite septentrionale de la foresterie industrielle au Québec et paysages forestiers restants dans de gros blocs de plus de 500 km^2 (en vert), en 2009. Source : Greenpeace, 2010.

Au Labrador, la sous-population du mont Red Wine a été exposée à des entraînements militaires d'avions à réaction à basse altitude dans les années 1990 et 2000, qu'on tient pour responsables des modifications aux profils de déplacement (Harrington et Veitch, 1991, 1992) ainsi que de la baisse de survie chez les faons (Harrington et Veitch, 1992). Certains spécialistes autochtones ont signalé au COSEPAC (COSEWIC, 2012) que les caribous étaient susceptibles d'être initialement effrayés par les bruits des activités industrielles ou des véhicules, mais qu'ils s'habituaient avec le temps.

Espèces indigènes problématiques (UICN 8.2) – prédation

On a associé les déclins du caribou à la hausse des taux de prédation, liée aux perturbations anthropiques (voir **Tendances en matière d'habitat**). Leblond *et al.* (2013b) ont indiqué que la probabilité qu'un caribou adulte soit tué par un prédateur augmentait avec la proportion de perturbations récentes dans son domaine vital annuel. La modification de la dynamique prédateur-proie est liée à la densité d'autres espèces-proies, qui augmente après le déboisement (c.-à-d. compétition apparente; voir **Tendances en matière d'habitat**). Bien que la prédation soit un processus naturel, ses taux semblent ne pas être soutenables dans les zones perturbées de l'aire de répartition de la PB.

La hausse des taux de prédation due à la compétition apparente est largement reconnue comme le facteur principal du déclin de la PB dans l'ensemble des zones perturbées de son aire de répartition (voir par exemple Cumming *et al.*, 1996; Rettie et Messier, 2000; James *et al.*, 2004; Courbin *et al.*, 2009; Whittington *et al.*, 2011), mais d'autres hypothèses sont également étudiées (voir Variation des taux de prédation).

La compétition apparente au sein de l'aire de répartition de la PB met habituellement en cause le loup, à titre de prédateur principal, et l'orignal, à titre d'espèce-proie autre, bien que le cerf de Virginie soit une autre espèce-proie dans certaines régions (p. ex. en Alberta; Latham *et al.*, 2011b). L'ours noir constitue également un prédateur important; en effet, Leclerc *et al.* (2014) ont noté que la prédation par l'ours noir était responsable de 52 % de la mortalité des faons dans les régions de Charlevoix et du Saguenay, au Québec. Dans des secteurs où l'empreinte industrielle est importante, Nagy (2011) a laissé entendre que des mesures de gestion agressives, notamment le contrôle des prédateurs, peuvent être nécessaires pour assurer un habitat sûr pour le caribou. En Alberta, on a éliminé 733 loups dans l'aire de répartition de Little Smoky de 2005 à 2012 pour faciliter le rétablissement du caribou. Les prédateurs sont toujours contrôlés dans cette zone (Smith et Pittaway, 2011; Hervieux, comm. pers.), mais l'on ne note aucune hausse de la population, ce qui donne à penser qu'il est également nécessaire de gérer l'habitat (Hervieux *et al.*, 2014).

Menaces d'impact moyen-faible

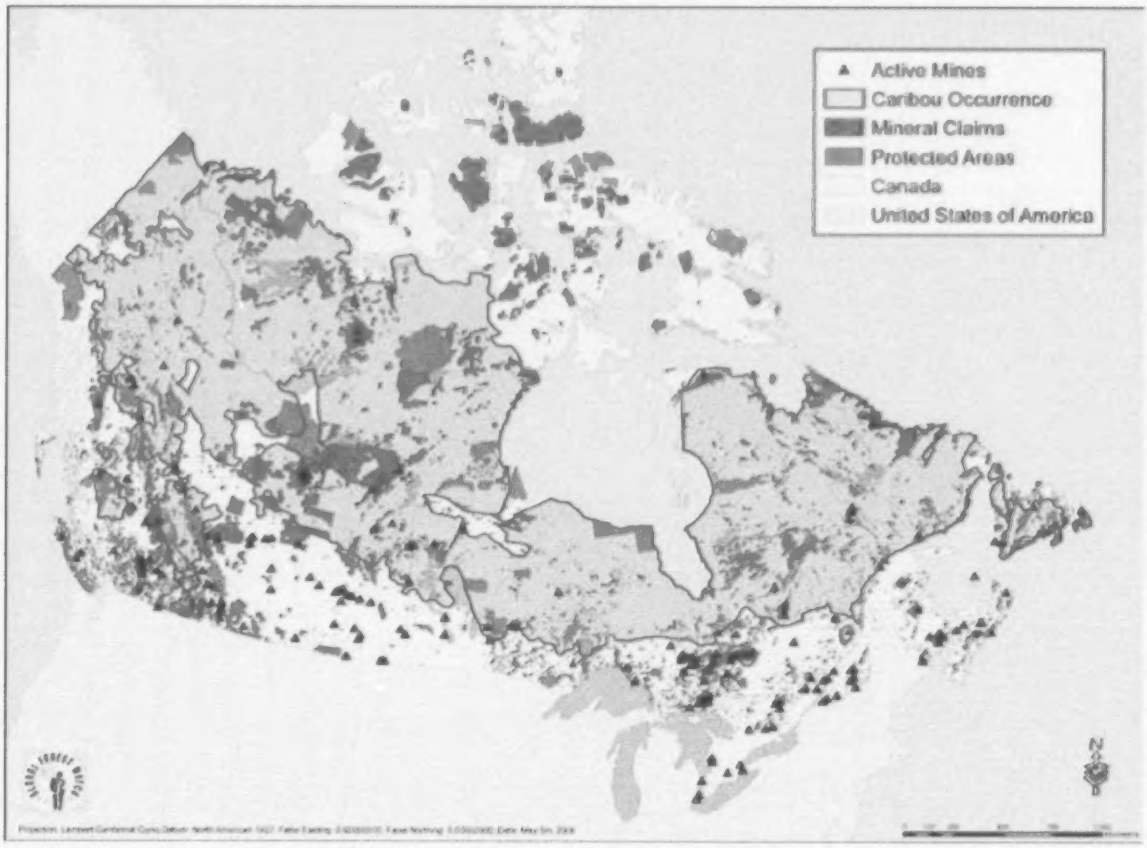
Production d'énergie et exploitation minière (UICN 3)

Peu d'études portent sur les conséquences de l'exploitation minière sur le caribou. Il se peut que les données tirées de l'étude sur la sous-population migratrice de Bathurst (UD 3), dans les Territoires du Nord-Ouest, soient pertinentes. Dans le cadre de cette étude, la combinaison des répercussions directes (c.-à-d. empreinte physique) et indirectes (c.-à-d. bruit, poussière et autres perturbations sensorielles) a incité à la création d'une zone d'influence autour d'un site minier qui peut modifier le comportement et l'occurrence des animaux. Des études réalisées à proximité de deux mines de diamants au nord de Yellowknife, dans les Territoires du Nord-Ouest, ont révélé que l'occurrence du caribou migrateur diminuait à mesure que l'on s'approchait de la mine (Boulanger *et al.*, 2012). En étudiant la même sous-population de caribous migrateurs, Johnson *et al.* (2005) ont rapporté que la qualité de l'habitat se détériorait le plus pendant la période suivant la mise bas; selon des coefficients modélisés, on a noté une baisse de 37 % des milieux de haute qualité et une hausse de 84 % des milieux de faible qualité.

Wilson *et al.* (2010) ont modélisé, pour les 50 prochaines années, des mesures de gestion en fonction de différents scénarios qui pourraient atténuer les répercussions de l'exploitation du pétrole et du gaz naturel sur la PB en Colombie-Britannique. Dans le cadre du scénario simulant un arrêt de l'exploration et de l'exploitation pétrolière et gazière (c.-à-d. l'équivalent d'un moratoire sur l'industrie du pétrole et du gaz naturel à venir), on a estimé que la population de caribous se stabiliserait à environ 1 300 individus, même s'il se peut que 2 aires de répartition locales (sur 6) disparaissent. Dans le scénario autorisant uniquement les activités pétrolières et gazières en cours (où aucune nouvelle tenure n'est acceptée pour l'avenir), on a estimé que la sous-population de la Colombie-Britannique compterait environ 800 individus dans 50 ans et qu'il serait très probable que 3 aires de répartition locales (plus de 40 %) disparaissent. Dans le cadre du troisième scénario, on modélisait une situation sans report et sans mesures de gestion (c.-à-d. l'exploitation du pétrole et du gaz naturel continue d'augmenter comme lors des dernières années). Dans cette situation, la PB compterait 250 caribous, et il est très probable (probabilité de plus de 60 %) qu'ils disparaîtront de toutes les aires de répartition, sauf une (aire de répartition de Maxhamish).

Les infrastructures pétrolières et gazières sont également présentes en Colombie-Britannique et en Saskatchewan, mais elles sont plus nombreuses en Alberta, où certaines formes d'activités pétrolières et gazières sont menées dans presque toutes les aires de répartition de caribous existantes. En Alberta, ces infrastructures et les zones d'exploitation forestière sont souvent proches les unes des autres. Le degré de perturbation dans l'habitat du caribou qui en résulte est souvent important, comme pour la sous-population de caribous de Little Smoky, perturbée à 95 % et menacée de disparition immédiate (Schneider *et al.*, 2010).

En 2008, 105 mines étaient exploitées dans la forêt boréale sur une superficie de 583 000 km^2, ce qui représente 44 % de l'ensemble des mines du Canada (BorealCanada, 2008). Au Québec, par exemple, les dépenses pour l'exploration et l'évaluation minières s'élevaient à environ 200 millions de dollars en 2003 et à plus de 800 millions de dollars en 2011 et en 2012 (Government of Quebec, 2014). Il est difficile de prévoir l'emplacement et l'étendue des activités minières futures, car l'exploitation de nouvelles mines dépend en grande partie de la valeur commerciale changeante des minéraux. Les concessions minières sont indicatrices d'une exploitation potentielle plutôt que d'une menace confirmée. La figure 13 illustre les éventuels lieux d'exploitation minière dans l'aire de répartition du caribou et les aires protégées du Canada.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Active Mines = Mines exploitées
Caribou Occurrence = Présence de caribous
Mineral Claims = Concessions minières
Protected Areas = Aires protégées
United States of America = États-Unis d'Amérique
Kilometers = Kilomètres

Figure 13. Emplacement des concessions minières, des aires protégées et des caribous au Canada, en 2008. Source : BorealCanada, 2008.

Dans la PB, sur le territoire des Tłı̨chǫ, dans les Territoires du Nord-Ouest, le projet de mine de nickel-cuivre entraînera un dépassement du seuil de gestion des perturbations de 65 % dans la partie sud de l'aire de répartition se trouvant dans ces territoires (Environment Canada, 2011). La plupart des perturbations antérieures étaient liées aux incendies (Mackenzie Valley Review Board, 2013). Dans la région désignée du Sahtu, dans les Territoires du Nord-Ouest, un processus lié aux CTA a repéré de nombreux changements en cours qui peuvent influer sur le caribou boréal, et fait ressortir les changements climatiques et les activités industrielles comme motifs de préoccupation (Sahtu Renewable Resources Board, 2010).

L'exploitation de la tourbe, industrie en croissance dans le nord de l'Alberta et de la Saskatchewan, fait l'objet de nombreuses propositions et demandes de permis. Le retrait de la tourbe constituerait une perte d'habitat, ainsi qu'une raison pour la construction de routes et d'infrastructures.

Les projets d'hydroélectricité peuvent entraîner une perte d'habitat découlant des inondations, des infrastructures et des structures linéaires. Par exemple, la sous-population du mont Red Wine, au Labrador, vit dans la zone du projet des chutes du cours inférieur du fleuve Churchill. Ce projet entraînera l'inondation de 126 km^2 de forêt et l'aménagement de 345 km de routes temporaires pour la période de construction estimée à 10 ans, de 30 km de routes permanentes reliées à la route translabradorienne et de 263 km de lignes de transport d'énergie (Nalcor, 2013). L'analyse du caractère convenable de l'habitat fondée sur une zone d'influence (voir Évitement de l'habitat) de 2 à 4 km de large a indiqué un effet cumulatif sur 16 % de l'aire de mise bas principale et sur 22 % de l'aire d'hivernage principale (Nalcor, sans date). De nombreux projets d'hydroélectricité sont proposés. Par exemple, en Ontario, la construction de 10 installations est prévue dans la région à l'ouest de la baie James au cours des 15 prochaines années (Carlson et Chetkiewicz, 2013).

Structures linéaires (routes, lignes de services publics; UICN 4.1, 4.2)

La mortalité directe que représente la mortalité routière ne constitue pas une menace importante attribuable aux routes. Les structures linéaires, comme les routes et les lignes sismiques, représentent plutôt un risque de perte d'habitat fonctionnel, car le caribou semble les éviter, et un risque de prédation en raison de la mortalité accrue (voir Évitement de l'habitat). La construction de routes pendant l'exploitation industrielle donne aux camions, aux motoneiges et aux véhicules tout-terrain (VTT) accès à un nouveau territoire, ce qui entraîne une source de perturbation supplémentaire et accroît la présence des chasseurs dans l'aire de répartition du caribou dans les zones où la chasse est autorisée.

On ne connaît pas la densité prévue des routes dans la vaste aire de répartition de la PB. Bon nombre de routes sont liées à l'exploitation minière mais, comme certains projets dépendent de facteurs économiques, il est difficile de prévoir le degré de certitude des projets. Cependant, on s'attend à une croissance des activités minières et forestières dans une grande partie de l'aire de répartition de la PB, et la densité des routes augmentera vraisemblablement. Au Manitoba, par exemple, on mène actuellement des travaux de

construction d'un réseau routier de 1 000 km praticable à l'année afin de relier des collectivités isolées dans la région à l'est du lac Winnipeg. D'autres projets visant à relier de nombreuses collectivités du nord du Manitoba sont également proposés (Government of Manitoba, 2014). Le Plan Nord de 2011 (renouvelé en 2014), projet d'une valeur de 80 milliards de dollars en investissement dans des routes, des aéroports, des mines et des activités forestières dans le centre et le nord du Québec, est un autre exemple de perturbation potentielle de l'aire de répartition de la PB (Northern Miner, 2014). En 2014, un budget de 63 millions de dollars a été alloué à l'expansion de l'accès le long de la rive nord du Saint-Laurent (route 138) et à la réparation de la route 389 dans la région de la Côte-Nord (de Baie-Comeau au Labrador) et de la route de la baie James (de Matagami à Radisson) (Resource Clips, 2014).

Chasse (UICN 5.1)

Dans les Territoires du Nord-Ouest, des faits montrent que les prises actuelles d'individus de la PB sont relativement faibles, car la plupart des collectivités autochtones dépendent principalement du caribou de la toundra (UD 3) ou de l'orignal aux fins de subsistance. On ne pense pas que les taux de capture par les Autochtones soient élevés dans les Territoires du Nord-Ouest (NT Species at Risk Committee, 2012). La chasse sportive au caribou boréal a été interdite dans l'ensemble de l'aire de répartition, tout d'abord en Ontario (en 1929), puis dans d'autres provinces au cours des 20 dernières années : en Alberta (1985), en Saskatchewan (1987), en Colombie-Britannique (2001), au Manitoba (2006), dans les Territoires du Nord-Ouest (Festa-Bianchet *et al.*, 2011). Au Québec, la chasse sportive dans la zone 19 (de la Côte-Nord du Québec au Labrador) représentait en moyenne 56 prises de caribous chaque année entre 1980 et 2000. Cette chasse a été définitivement interdite en 2001 et, depuis, aucune chasse sportive ne cible directement le caribou boréal au Québec. Cependant, les prises de caribous migrateurs (UD 4) sont autorisées, et les deux UD se chevauchent dans certaines zones à certains moments de l'année. Au Labrador, la chasse sportive a été interdite en 1986 ou avant, et la chasse de subsistance, en 2002, soit après l'inscription du caribou boréal aux termes de l'*Endangered Species Act*.

Les prises illégales et accidentelles de caribous boréaux sont possibles là où leur aire de répartition chevauche celle des caribous migrateurs chassés en Saskatchewan, en Ontario (chasse autochtone seulement), au Québec et au Labrador (Schmelzer *et al.*, 2004; Courtois *et al.*, 2007, Comité de rétablissement du caribou forestier, 2007). La chasse de subsistance, bien qu'interdite, est toujours pratiquée au Labrador. La chasse était responsable de 29 et de 11 % de tous les cas de mortalité connus de caribous munis d'un collier émetteur dans les sous-populations du lac Joseph et du mont Red Wine, respectivement, de 1997 à 2009 (Schmelzer, 2013). En avril 2003, 15 % de l'ensemble de la sous-population du mont Red Wine a été braconnée en une fois (Schmelzer *et al.*, 2004). On ne dispose pas d'estimations de la mortalité attribuable au braconnage du caribou boréal, mais il se peut qu'une chasse illégale soit pratiquée dans certaines régions. La chasse au caribou boréal aux fins de subsistance a beaucoup augmenté en raison des déclins actuels des grandes sous-populations migratrices dans l'est du pays, et des interdictions ou des restrictions de chasse qui s'ensuivent.

Russell (2011) a consigné l'évaluation réalisée par les Métis du Labrador :

Les trois principales menaces qui pèsent sur le caribou boréal au Labrador sont les suivantes : la chasse illégale, la technologie et la prédation. Les préoccupations entourant la surchasse provenaient principalement des chasseurs innus du Québec et des observations de chasseurs utilisant des projecteurs et des systèmes de repérage aériens des animaux [...]. On pense que les véhicules modernes (motoneiges, camions, avions, surveillance par satellite et GPS) facilitent l'accès des chasseurs aux caribous, comparativement aux méthodes de chasse traditionnellement utilisées (à pied ou avec des chiens). Dans l'ensemble, on respecte moins le caribou que par le passé et on en tue autant qu'on veut sans utiliser l'animal entier. (traduction)

Les Autochtones jouissent de droits de chasse et de pêche qui leur sont propres aux termes du droit constitutionnel canadien. Toutefois, ces droits peuvent être modifiés par des accords de revendications territoriales dans le cadre desquels les objectifs en matière de conservation doivent avoir préséance (p. ex. Inuits du Labrador). Certaines collectivités ont accepté de cesser de chasser le caribou ou d'en limiter les prises. La chasse autochtone demeure une source de mortalité pour de nombreuses populations de caribous boréaux, mais on dispose de peu de données sur la gravité de son impact (Hayes *et al.*, 2003; Courtois *et al.*, 2007), car les signalements sont limités. La mesure 4b du Plan de rétablissement du caribou forestier au Québec — 2012-2023 établit le besoin de définir les modalités de gestion des prises entre les collectivités autochtones et le gouvernement provincial. Dans la région de la baie James, au Québec, Rudolph *et al.* (2012) ont démontré que la chasse autochtone avait d'importantes répercussions négatives sur le caribou boréal. Schmelzer *et al.* (2004) sont arrivés à la même conclusion en ce qui concerne le Labrador. La chasse du caribou boréal est facilitée par la construction de routes et d'autres structures linéaires et par l'utilisation de véhicules hors route qui permettent d'accéder à des régions autrefois inaccessibles.

Pour conclure, bien que la portée de la chasse soit peu documentée dans certaines régions de l'aire de répartition canadienne de la PB, bon nombre d'observations indiquent que la chasse demeure un élément important de la mortalité du caribou et qu'elle peut donc menacer certaines populations locales (Callaghan *et al.*, 2011), comme en Alberta (Dzus, 2001) et au Labrador (Schmelzer *et al.*, 2004).

Menaces d'impact faible

Incendies et suppression des incendies (UICN 7.1)

Bon nombre d'aînés autochtones font remarquer que les terres sont plus sèches à présent, ce qui fait augmenter la fréquence et la gravité des incendies de forêt et réduit l'aire d'hivernage des caribous (Northern River Basins Study, 1996, cité dans COSEPAC, 2012, p. 99).

Les récents changements climatiques, notamment les températures plus élevées, les précipitations de pluie plus fréquentes en novembre, les hivers plus doux et les tempêtes estivales plus nombreuses, sont considérables. Les précipitations ont des répercussions sur les sources de nourriture du caribou boréal. Lorsqu'il fait plus froid, la nourriture devient plus difficile à atteindre, car elle est recouverte d'une plus grande quantité de neige, ce qui rend l'accès difficile aux caribous. (traduction de Sahtu Renewable Resources Board, 2010, dans COSEWIC, 2012, p. 100).

Le caribou a coévolué avec les incendies de forêt, composante naturelle de la forêt boréale, mais l'impact des incendies sur l'occupation de l'aire de répartition par les caribous est complexe et fait l'objet de rapports contradictoires dans la littérature (Schaefer et Pruitt, 1991). Les incendies de forêt commencent par réduire les milieux forestiers du caribou en entraînant la disparition de peuplements de conifères matures, de lichens et d'autres plantes fourragères, et en créant des obstacles aux déplacements (Thomas et Gray, 2002; Dalerum *et al.*, 2007; Dzus *et al.*, 2010; Environment Canada, 2012). En règle générale, les caribous ne retournent pas dans les zones brûlées avant plusieurs décennies, jusqu'à ce que la forêt soit assez vieille pour soutenir la croissance de lichens et d'autres sources de nourriture, bien qu'ils puissent utiliser de façon limitée les zones brûlées pour se nourrir de nouvelles plantes en croissance (Boreal Caribou ATK Reports 2010-2011; Cree Regional Authority, 2010).

Les incendies peuvent par contre être bénéfiques, car ils aident les conifères à se régénérer (p. ex pin gris [*Pinus banksiana*]) et empêchent le remplacement des lichens par des mousses hypnacées non comestibles (famille des Hypnacées) dans les forêts matures ou anciennes (Schaefer et Pruitt, 1991). Ils réduisent la biomasse de lichens, mais peuvent augmenter la quantité de fourrage vert en été (Fisher et Wilkinson, 2005). Les aînés de la Nation anishinaabe affirment que le caribou utilise des milieux touchés par les feux de forêt seulement lorsque la végétation recommence à pousser (Miller, 2010). Même si les incendies réduisent l'habitat du caribou au départ, il est essentiel de contrebalancer les inconvénients à court terme et les avantages à long terme pour comprendre les conséquences du feu sur le caribou (Schaefer et Pruitt, 1991). Les caribous modifient leur utilisation de l'habitat en abandonnant les zones brûlées pour adopter des zones plus propices (Environment Canada, 2011). Cependant, il se peut que les nouvelles zones propices soient limitées dans les secteurs touchés par les incendies, les activités forestières et les perturbations accrues. Par conséquent, les incendies de forêt peuvent menacer le rétablissement du caribou boréal, même s'ils constituent un élément naturel de l'écosystème de la forêt boréale (Environment Canada, 2012).

Le cycle de feu suit un gradient d'ouest en est, et il est plus court dans l'ouest que dans l'est du Canada (Bergeron *et al.*, 2001). Dans les provinces de l'est, la période de récurrence des incendies varie de 111 à 139 ans dans les forêts d'épinettes noires (*Picea mariana*) en milieux xériques de l'ouest et du centre du Québec, mais elle passe à environ 500 ans dans les forêts d'épinettes noires en milieux mésiques de l'est du Québec et du sud-est du Labrador (Bergeron *et al.*, 2001; Bergeron et Le Goff, 2005). Les aires de répartition du caribou boréal en Saskatchewan sont particulièrement touchées par les incendies de forêt, et la récurrence des incendies dans les aires de répartition du Bouclier

boréal peut être de 70 ans environ. La figure 11 présente l'étendue des incendies dans l'aire de répartition ontarienne du caribou. À l'inverse, les incendies n'ont joué aucun rôle majeur dans les forêts régionales aux alentours de la PGA ces dernières années (de 1952 à 1998), et on estime actuellement le cycle de feu à plus de 2 700 ans (Parisien *et al.*, 2004). À l'été 2014, 3 millions d'hectares d'habitat du caribou ont brûlé; il s'agissait d'un événement sans précédent (Carriere, comm. pers., 2014).

Une augmentation de la fréquence des incendies au-delà des intervalles naturels pourrait réduire les forêts dans lesquelles poussent les lichens. La durée de régénération des lichens après les incendies influe sur le temps qu'il faudra aux sites pour redevenir propices; dans les forêts des Territoires du Nord-Ouest, près de la frontière avec la Saskatchewan, la biomasse du « lichen du caribou » (*Cladina* spp., *Cetraria nivalis*) s'est stabilisée après 40 à 60 ans (Thomas *et al.*, 1995). Selon les prévisions, l'impact des incendies de forêt variera : la superficie des zones brûlées sera 1,9 fois plus grande dans la forêt boréale mixte de l'ouest (Krawchuk *et al.*, 2009), la gravité des feux dans certaines parties du centre et de l'ouest de l'Ontario sera plus élevée (Colombo *et al.*, 1998), la superficie touchée sera 7 fois plus grande dans l'aire de répartition de la PB au centre du Québec (Le Goff *et al.*, 2009), et les effets seront mineurs dans la forêt boréale de l'est (Bergeron *et al.*, 2001). Selon la modélisation d'un scénario basé sur une quantité de CO_2 3 fois plus élevée, les incendies augmenteront d'environ 50 % dans l'ensemble de l'aire de répartition de la PB d'ici 2100 par rapport aux niveaux observés de 1959 à 1997 (Flannigan *et al.*, 2005).

Menaces d'impact inconnu

Activités récréatives (UICN 6.1)

Les activités récréatives, comme la motoneige, la randonnée et le ski, et la construction de chalets peuvent avoir de graves répercussions sur les caribous, car elles les obligent à se déplacer, à utiliser des milieux de moindre qualité ou à modifier leur comportement (Duchesne *et al.*, 2000; Mahant, 2013). Chacune de ces réactions peut influer sur leur état physique, le recrutement, la survie des individus et la vulnérabilité à la prédation (Bergerud, 1988; Vistnes et Nelleman, 2008; Bowman *et al.*, 2010).

Espèces indigènes problématiques (UICN 8.2) – parasites et agents pathogènes

Les parasites des caribous peuvent avoir des effets sur la dynamique de la population hôte, et sur la qualité et la salubrité de la viande consommée par les humains (Kutz *et al.*, 2009). Les possibles modifications de la répartition d'autres espèces-proies pourraient nuire à la PB. L'abondance des cerfs, en tant qu'éléments de l'alimentation des loups et vecteurs de maladies, constitue l'un des facteurs contribuant à la contraction de l'aire de répartition du caribou (Dumont et Crête, 1996; Racey et Armstrong, 2000; Pitt et Jordan, 2004). Le ver des méninges (*Parelaphostrongylus tenuis*), non mortel pour le cerf de Virginie, se transmet au caribou par l'intermédiaire de gastéropodes sur la végétation, et entraîne sa mort (Anderson et Strelive, 1968). Le *P. tenuis* est présent depuis la Saskatchewan jusque dans l'est du pays (Wasel *et al.*, 2003). Les tentatives de

réintroduction dans la portion sud de l'aire de répartition historique ont échoué, probablement à cause des populations de cerfs infectés qui s'y sont établis (Bergerud et Mercer, 1989). Dans le Maine, par exemple, on a relâché 32 caribous (provenant de la population de Terre-Neuve) en 1989; 26 % des 25 cas de mortalité connus étaient dus au ver des méninges (McCullough et Connery, 1991).

L'expansion du cerf de Virginie vers le nord dans l'aire de répartition du caribou résulte de la création à grande échelle de forêts plus jeunes et de l'arrivée d'espèces fourragères privilégiées (Hall, 1987). La limite septentrionale de l'aire de répartition du cerf dépend de la rigueur de l'hiver (Hall, 1987), et il est probable que les populations de cerfs s'étendent vers le nord dans l'aire de répartition du caribou en raison des changements climatiques (Thompson *et al.*, 1998; Pickles *et al.*, 2013). Les hivers étant plus chauds, les cerfs de Virginie se rencontrent aujourd'hui jusque dans la forêt boréale (Côte *et al.*, 2004; Dawe, 2011). Depuis les années 1990, ils ont élargi leur territoire par 17,5 fois au sein de l'aire de répartition du caribou boréal dans le nord-est de l'Alberta (Latham *et al.*, 2011b). À l'heure actuelle, le *P. tenuis* est absent des populations de cerfs de l'Alberta.

L'orignal peut être gravement touché par la tique d'hiver (*Dermacenter albipictus*), et le caribou y est également exposé (Samuel, 2004). Kutz *et al.* (2009) ont indiqué que l'aire de répartition de la tique d'hiver s'étendait dans le Nord canadien (Girard, comm. pers., 2014; Larter et Allaire, 2014), peut-être en raison des conditions printanières clémentes (Drew et Samuel, 1986). En Colombie-Britannique, Culling et Culling (2013) ont remarqué que de plus en plus de caribous perdaient leurs poils et présentaient des zones de peau nue à cause de la présence de tiques d'hiver adultes.

L'encéphalopathie des cervidés peut se propager chez les caribous de l'Ouest canadien puisque l'aire de répartition de ces derniers chevauche celle des cerfs et des wapitis. Cette maladie à prion, hautement transmissible, a été détectée dans 18 États américains ainsi qu'en Saskatchewan et en Alberta (Tapscott, 2011). Une récente étude expérimentale par inoculation orale a confirmé que le renne était sensible à l'encéphalopathie des cervidés, ce qui suppose la possibilité de transmission à d'autres sous-espèces de *Rangifer* (Mitchell *et al.*, 2012).

En 2013, on a enregistré des taux de mortalité élevés inattendus chez les caribous du nord-est de la Colombie-Britannique, peut-être à cause d'une éclosion d'*Erysipelothrix rhusiopathiae* (Macbeth *et al.*, 2014). Il s'agit de la première mention de cette bactérie pathogène chez le caribou d'Amérique du Nord, qui a déjà été désignée responsable de la mort de bœufs musqués (Kutz, comm. pers.).

Déplacement de l'habitat (UICN 11.1)

La région du Dehcho est chaude et humide, ce qui entraîne la formation de glace au-dessus des lichens terricoles et empêche les caribous de bien s'alimenter. Le dégel hivernal forme de la glace, ce qui réduit le fourrage disponible et augmente les dépenses énergétiques nécessaires à l'alimentation (COSEWIC, 2012, p. 99). On craint de plus en plus la perspective que des forêts abritant de vastes zones de tourbières boréales se transforment en milieux humides. Le pergélisol recouvre 37 % des tourbières boréales dans l'aire de répartition de la PB, et il fond sous l'effet du réchauffement climatique; dans une étude, on a enregistré une perte de 9 % (Baltzer *et al.*, 2014) au cours des 40 dernières années, et ce taux a triplé depuis 2000. Les milieux humides sont beaucoup moins utilisés que les forêts comme habitat.

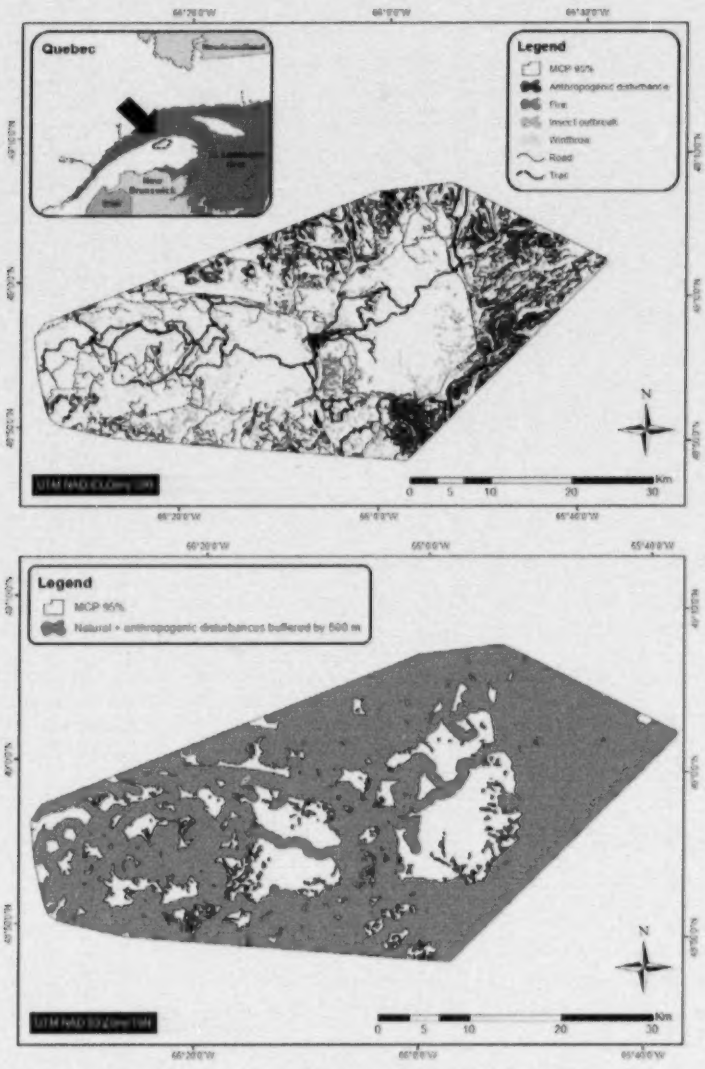
Pollution (UICN 9.2, 9.5)

Des utilisateurs autochtones du caribou s'inquiètent du fait que la pollution et d'autres contaminants environnementaux aient des répercussions négatives sur l'espèce (COSEWIC, 2012). Cependant, selon des études évaluant la quantité de contaminants dans les tissus des caribous, il n'y aurait pas de risques pour la survie du caribou (au Yukon par exemple; Gamberg, 2004).

Population de la Gaspésie-Atlantique

À l'aide de paramètres tirés du programme de rétablissement national du caribou boréal (Environment Canada, 2011), c'est-à-dire la présence d'une zone tampon de 500 m dans les superficies de coupe à blanc et les routes, et l'absence d'une zone tampon dans les sites visés par les incendies et les chablis, St-Laurent (données inédites) a établi que le degré de perturbation de l'aire de répartition de la PGA était de 75 % (figure 14), soit bien au-dessus du seuil de 35 % jugé nécessaire à la viabilité de la PB (Environment Canada, 2011). Les perturbations étaient principalement associées aux routes et à l'exploitation forestière. Le cadre du programme de rétablissement national s'applique probablement à la PGA, car la réaction de cette dernière aux modifications de la forêt, aux structures linéaires et aux prédateurs est semblable à celle observée chez la PB (voir **Tendances en matière d'habitat**).

Selon le calculateur des menaces de l'UICN, l'impact global des menaces qui pèsent sur la PGA est très élevé-très élevé (annexe 2). L'exploitation forestière et la prédation constituent des menaces à impact élevé.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Quebec = Québec

Newfoundland = Terre-Neuve

St. Lawrence River = Fleuve Saint-Laurent

New Brunswick = Nouveau-Brunswick

USA = É.-U.

Legend = Légende

MCP 95% = PPPC 95 %

Anthropogenic disturbance = Perturbation anthropique

Fire = Incendie

Insect outbreak = Infestation d'insectes

Windthrow = Chablis

Road = Route

Trail = Sentier

UTM NAD 83 Zone 19N = UTM NAD 83 Zone 19N

Natural + anthropogenic disturbances buffered by 500 m = Perturbations naturelles + anthropiques avec zone tampon de 500 m

Figure 14. Portée de la perturbation anthropique au sein de l'unité désignable de la population de la Gaspésie-Atlantique, en fonction de la méthodologie utilisée dans Environment Canada, 2012. Source : St-Laurent, données inédites

Menaces à impact très élevé

Énergie renouvelable (UICN 3.3)

Des fermes éoliennes se trouvent déjà dans l'aire de répartition de la PGA, et trois autres sont en construction. Les éoliennes seront assez proches les unes des autres, et leur construction nécessitera probablement la coupe de la majeure partie de la forêt qui les sépare (Lalonde, comm. pers.).

Exploitation forestière et récolte du bois (UICN 5.3)

L'exploitation forestière pratiquée dans le parc il y a 30 ans, et dans l'aire de répartition de la PGA plus récemment, a créé une forêt plus jeune, qui ne constitue généralement pas un milieu propice au caribou. On a recours à des pratiques forestières spécialisées dans la majeure partie de l'aire de répartition de la PGA (voir **Protection et propriété de l'habitat**) pour préserver la disponibilité des lichens et la connectivité, mais aussi pour réduire le plus possible la formation de milieux qui pourraient augmenter la densité des prédateurs. L'aménagement des routes et la coupe produisent un degré de perturbation d'environ 75 % (M.-H. St-Laurent, données inédites) dans de vastes zones de la PGA. On ne connaît pas les tendances futures des activités forestières.

Espèces indigènes problématiques (UICN 8.2) – prédation

On prévoit la disparition de la population d'ici 20 ans si la mortalité des faons demeure à son taux actuel (Lesmerises, 2012; voir **Fluctuations et tendances**). Une étude menée sur 25 faons munis d'un collier émetteur en 1989 et 1990 a permis de déterminer que la prédation par le coyote était responsable de 64 % de la mortalité chez les faons, contre 27 % par l'ours noir et 4 % par l'Aigle royal (Crête et Desrosiers, 1995). Le faible taux de survie des faons dans la PGA est attribuable à la prédation (St-Laurent *et al.*, 2009); c'est pourquoi on a mis en place des programmes d'élimination des prédateurs de 1990 à 1996 (Pilon, 1997), et de 2001 à ce jour. On a éliminé des coyotes et ours noirs à divers endroits et selon des intensités variables (Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2011). Le contrôle des prédateurs a permis d'améliorer temporairement le recrutement de faons certaines années, mais cette tendance a cessé avec l'arrêt de ces mesures (Lalonde, 2013).

La compétition apparente dans la PGA est probablement un facteur contribuant au déclin du caribou par un système complexe coyote-ours-orignal-cerf-caribou qui évolue dans une aire de répartition perturbée. Comme pour la PB, la coupe du bois dans la PGA crée des milieux propices à l'orignal, fait augmenter les populations de coyotes et influe négativement sur le caribou (Crête et Desrosiers, 1995). On a repéré des coyotes pour la première fois en Gaspésie en 1973 (Georges, 1976) et, dans les années 1990, ils constituaient la principale cause de mortalité des faons (Fournier et Faubert, 2001). La chasse peut favoriser les populations de prédateurs, car elle apporte de la nourriture aux coyotes et aux ours noirs par l'intermédiaire d'animaux blessés et de carcasses jetées à la limite des réserves fauniques de Matane et des Chic-Chocs (Boisjoly, 2007; Mosnier *et al.*,

2010). L'altération de l'habitat due à la foresterie favorise les populations de coyotes et d'ours noirs autour du parc national de la Gaspésie, car la coupe forestière modifie ces paysages autrefois dominés par la forêt ancienne. Les ours noirs choisissent les aires de coupe à blanc en été et en automne (Mosnier *et al.*, 2008b). Ces peuplements en régénération favorisent également de fortes densités du lièvre d'Amérique, proie importante du coyote en Gaspésie (St-Laurent *et al.*, 2009). Les populations d'orignaux et de cerfs de Virginie ont également augmenté en Gaspésie au cours de la dernière décennie (Lamoureux *et al.*, 2007), ce qui entraîne également l'augmentation de la densité des prédateurs.

Menaces à impact élevé

Zones touristiques et récréatives (UICN 1.3)

Il existe de nombreux camps de chasse, de pêche et d'activités de plein air ainsi que d'hôtels pavillonnaires dans la région, et plusieurs projets de centres de villégiature au sein de l'aire de répartition de la PGA ont été présentés.

Structures linéaires (routes, lignes de services publics; UICN 4.1, 4.2)

On ne sait pas pourquoi la PGA utilise de plus en plus les milieux alpins. Toutefois, comme l'évitement des structures linéaires (routes pavées ou non, sentiers de randonnée et de ski) a causé une perte d'habitat fonctionnel d'environ 30 à 50 % (Gaudry, 2013), il se peut que les caribous utilisent davantage les milieux ouverts où les structures linéaires sont moins nombreuses.

L'abondance des routes constitue un important facteur du degré de perturbation de 75 % de la PGA. On ne connaît pas les projets de construction de routes ni les activités de mise hors service.

Menaces d'impact moyen

Exploitation de mines et de carrières (UICN 3.2)

L'exploitation de mines est interdite dans la zone où se trouve la majeure partie de la PGA. Il existe de nombreuses concessions minières dans les secteurs adjacents à l'aire de répartition de la PGA (p. ex. mont Lyall, à 10 km vers le sud), mais aucune exploitation de nouvelle mine n'est prévue à court terme (Lalonde, comm. pers.). On ne prévoit pas de construction d'installations hydroélectriques dans la région, et un moratoire est actuellement en vigueur en ce qui a trait à la fracturation hydraulique aux fins d'exploitation du gaz de schiste au Québec. Un projet de pompage d'eau a été proposé à côté du parc, au sein de l'aire de répartition de la PGA (Lalonde, comm. pers.).

Menaces à impact faible

Zones commerciales et industrielles (UICN 1.2)

Une grande station de pompage d'eau est en construction à proximité de la plus importante sous-population de la PGA restante.

Chasse (UICN 5.1)

La chasse sportive a cessé dans la PGA de 1929 à 1934, puis a repris avant d'être définitivement interdite en 1949. Depuis, la chasse sportive au caribou est interdite dans l'aire de répartition de la PGA (St-Laurent *et al.*, 2009). Grâce à l'appui de groupes autochtones locaux, la chasse de subsistance n'a plus lieu dans la PGA. On a signalé certains cas de braconnage et la mortalité, découlant de toutes les causes, pourrait être importante pour une si petite population.

Activités récréatives (UICN 6.1)

L'écotourisme hivernal peut avoir des effets néfastes sur la survie et le recrutement du caribou, car ce dernier passe moins de temps à se reposer et à se nourrir, et accroît son comportement de vigilance en présence de randonneurs au sein de la PGA (Dumont 1993). Plus de 9 000 marcheurs viennent se promener sur le mont Jacques-Cartier, dans le parc national de la Gaspésie, et leur présence a poussé les caribous à se déplacer des zones de toundra alpine vers des forêts subalpines, où ils faisaient l'objet d'une prédation plus importante par les coyotes et les ours noirs (Dumont, 1993). Il a été reconnu que les sentiers de randonnée entraînent une perte d'habitat fonctionnel du caribou dans le parc national de la Gaspésie (Gaudry, 2013) parce que le coyote et l'ours noir les utilisent pour accéder aux plateaux à haute altitude, où se trouvent les caribous, et que ces derniers évitent les zones situées aux alentours de ces sentiers.

Avalanches (UICN 10.3)

Certaines parties de l'aire de répartition de la PGA sont exposées aux avalanches, et ce, tous les deux ans, en moyenne. Il est possible qu'une part importante des animaux restants soient tués lors d'un de ces phénomènes stochastiques.

Menaces d'impact inconnu

Incendies et suppression des incendies (UICN 7.1)

La section Menaces concernant la PB traite de commentaires sur les changements climatiques et les répercussions d'une augmentation du nombre d'incendies. Le régime des feux futur sur la péninsule gaspésienne est inconnu.

Espèces indigènes problématiques (UICN 8.2) – parasites et agents pathogènes

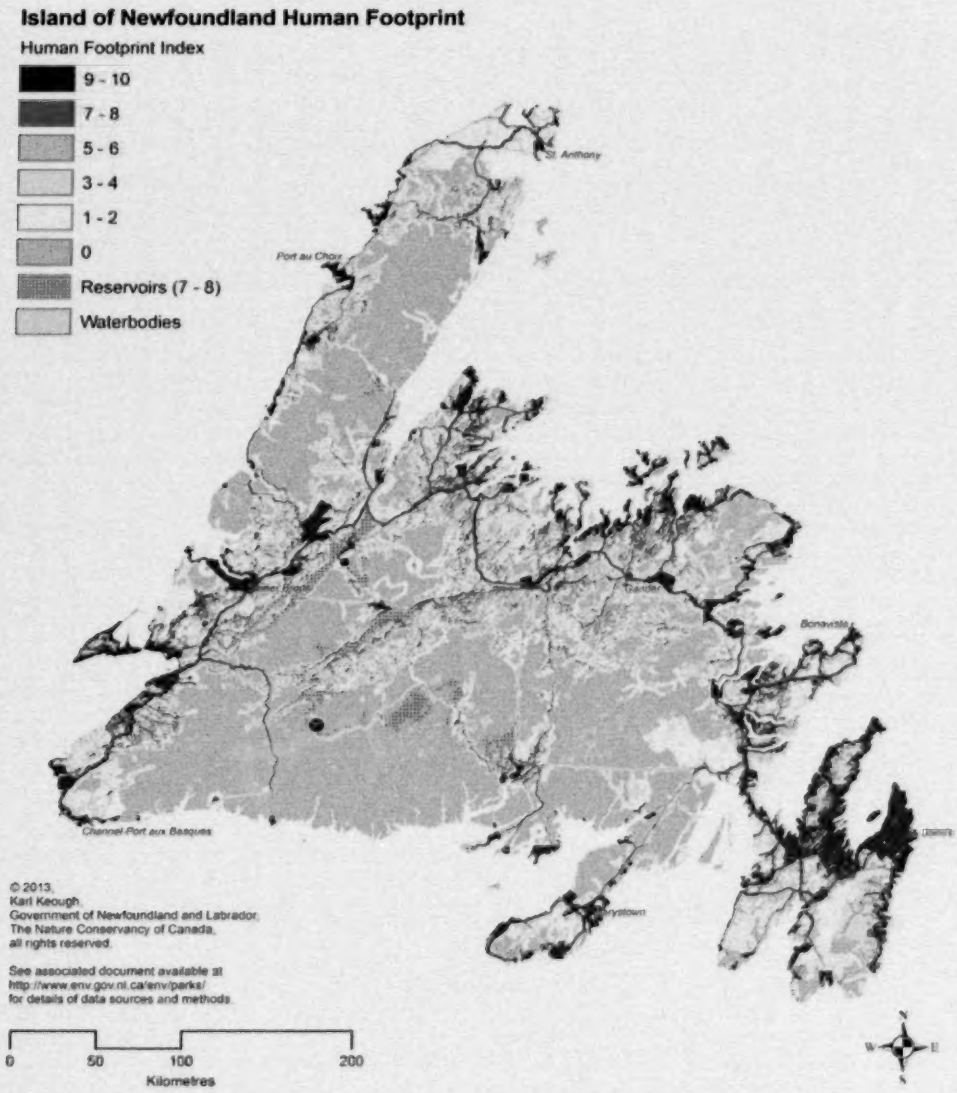
À proximité de la PGA, la prévalence des tiques d'hiver chez les orignaux chassés était élevée (de 84 à 96 %) dans 3 zones de chasse en 2009 et en 2010, alors qu'elle était nulle en 2000 (Gingras, 2013). On a trouvé des tiques d'hiver sur la plupart des caribous de la PGA pendant les séances de capture réalisées en 2013 et en 2014 (M.-H. St-Laurent, données inédites). Chez les caribous en captivité, les infections de tiques d'hiver peuvent être mortelles (Welch *et al.*, 1990). Des études examinent actuellement le *Toxoplasma gondii* et le *Neospora caninum* (St-Laurent, comm. pers.).

Températures extrêmes – fourrage limité (UICN 11.3)

La réduction du fourrage peut constituer une menace pour la PGA, car le parc national de la Gaspésie est majoritairement enclavé dans une zone entourée d'un fourrage abondant l'été, mais pauvre en hiver, et abrite de nombreux prédateurs. La PGA dépend des versants boisés des montagnes pour son fourrage hivernal; or, il se peut que les forêts des versants ne puissent soutenir qu'une population maximale de 400 caribous (Ouellet *et al.*, 1996). Toutefois, la perte fonctionnelle de milieux alpins et subalpins associée à l'évitement des structures linéaires (Gaudry, 2013) donne à penser que cette capacité de charge est surestimée. Par conséquent, le fourrage peut être suffisant tant sur le plan de la quantité que de la qualité, mais le caribou peut être confronté à des restrictions nutritionnelles lorsque l'accès fonctionnel à la nourriture est limité. En effet, on présume qu'il y a fourrage limité, car les taux de gestation étaient faibles ces deux dernières années, en particulier chez les jeunes femelles (M.-H. St-Laurent, données inédites). Les épisodes de verglas, qui réduisent l'accès aux lichens, sont de plus en plus préoccupants parce qu'un tel épisode prolongé et étendu pourrait avoir des répercussions sur un pourcentage plus grand de la petite population (Lalonde, comm. pers.).

Population de Terre-Neuve

Selon le calculateur des menaces de l'UICN, l'impact global des menaces qui pèsent sur la PTN est élevé-moyen en raison des répercussions cumulatives de plusieurs menaces d'impact moyen et faible (annexe 3). La menace dont l'impact est le plus élevé est la prédation (moyen), tandis que la production d'énergie, la chasse, la coupe forestière, les activités récréatives et les menaces invasives ont été classées comme des menaces d'impact faible. Le seuil de perturbation utilisé dans le cadre du programme de rétablissement national pour évaluer la viabilité de la PB est probablement applicable à la PTN dans une certaine mesure mais, en raison de l'absence de loups, d'incendies importants et d'activités forestières intensives sur une vaste superficie de l'aire de répartition, il serait préférable de définir un seuil de viabilité différent. Dans la PTN, l'empreinte humaine, relativement faible, se situe principalement dans les zones côtières (Newfoundland and Labrador Government, données inédites, 2013; figure 15).



Island of Newfoundland Human Footprint = Empreinte humaine sur l'île de Terre-Neuve

Human Footprint Index = Indice d'empreinte humaine

Reservoirs (7 - 8) = Réservoirs (7-8)

Waterbodies = Plans d'eau

Port au Choix = Port au Choix

Government of Newfoundland and Labrador,The Nature Conservancy of Canada,all rights reserved. = Gouvernement de Terre-Neuve-et-Labrador,Conservation de la nature Canada,tous droits réservés.

See associated document available at http://www.env.gov.nl.c/parks/ for details of data sources and methods. = Voir le document connexe disponible à l'adresse http://www.env.gov.nl.ca/parks/ pour en savoir plus sur les sources de données et les méthodes.

Kilometres = Kilomètres

Figure 15. Empreinte humaine à Terre-Neuve. Source : Newfoundland and Labrador Government, données inédites, 2013.

Menaces d'impact moyen

Espèces indigènes problématiques (UICN 8.2) – prédation

L'ours noir est indigène à Terre-Neuve, tandis que le coyote serait une espèce naturellement envahissante puisqu'il est arrivé en 1985 dans le cadre d'une expansion à l'échelle continentale. La prédation sur les faons est un facteur important dans la PTN, mais son rôle dans le déclin récent est moins évident (voir **Fluctuations et tendances**). On ne connaît pas le potentiel d'établissement du loup à Terre-Neuve, mais il existe deux mentions de loups depuis 2009 (Adams *et al.*, 2012; Pilgrim *et al.*, 2012). Si le loup s'établissait de nouveau sur l'île, la prédation deviendrait sans doute un facteur important au sein de la PTN.

On a réalisé une expérience de diversion de l'alimentation et un abattage expérimental de 40 coyotes sur 2 ans dans une sous-population : les taux de survie des faons ont augmenté, passant de quelque 5 % avant l'abattage à 30 % après (Lewis *et al.*, 2014).

Menaces d'impact faible

Production d'énergie et exploitation minière (UICN 3)

Dans la PTN, la sous-population de La Poile évitait généralement une mine d'or à longueur d'année. Cet évitement était plus marqué avant la mise bas, et le nombre de caribous et la taille du groupe diminuaient à mesure que l'on s'approchait de la mine (Weir *et al.*, 2007). La taille de la zone d'influence du caribou variait au sein des UD, d'environ 4 à 30 km d'un site minier (Weir *et al.*, 2012). La zone d'influence semble être plus étendue autour de mines à l'empreinte géographique importante et aux degrés d'activité élevés, et moins étendue autour de mines de petite envergure.

Les habitudes migratoires peuvent être influencées par les perturbations anthropiques. Par exemple, la période de migration de la sous-population du plateau de Buchans a été perturbée par la phase de construction d'une installation hydroélectrique, mais est redevenue la même une fois la construction achevée (Mahoney et Schaefer, 2002b).

Structures linéaires (routes, lignes de services publics; UICN 4.1, 4.2)

McCarthy *et al.* (2011) ont découvert qu'il existait une corrélation négative significative entre le recrutement et le degré de perturbation attribuable aux activités récréatives, à l'exploitation minière, aux installations hydroélectriques, aux routes et à la coupe forestière à Terre-Neuve. Il est impossible d'établir les conséquences des structures linéaires uniquement, car ces dernières sont liées à ces aménagements.

Chasse (UICN 5.1)

Habituellement, les chasseurs prennent des individus dans la force de l'âge (Mahoney et Weir, 2009), et l'impact négatif potentiel d'une telle chasse sur la croissance de la population est nettement supérieur à celui des prédateurs, qui sont plus susceptibles de tuer des individus âgés ou des jeunes de l'année (Wright *et al.* 2006). La chasse de la plupart des populations locales est toujours autorisée au sein de la PTN, sauf dans les sous-populations de la presqu'île Avalon, de la rivière Grey, de Burin Knee, de Burin Foot et des montagnes Blow-Me-Down (Newfoundland and Labrador Hunting and Trapping Guide 2012). La chasse sportive au sein de la PTN est très réglementée, et les taux de capture des sous-populations varient de 0 à 17,8 % en fonction du statut des caribous au sein des aires de gestion (Weir, J. et Luther, G., NLDEC).

Relativement peu de relevés ont été réalisés dans les années 1990, et les gestionnaires n'ont pas remarqué qu'un déclin de la population était en cours. Les quotas n'ont pas été réduits assez tôt; ce n'est qu'à la fin des années 1990 qu'on s'est rendu compte que la chasse avait des répercussions importantes sur le déclin des caribous (Weir, J. et Luther, G., NLDEC; voir **Fluctuations et tendances**). Depuis 2006, le pourcentage de déclin dû à la chasse a chuté grâce à la mise en place de quotas stricts ainsi que d'une stratégie de gestion des prises étroitement liée à la démographie des populations (p. ex. taille, recrutement de faons, nombre de mâles adultes et prises totales) (NLDEC, données inédites, 2013).

Les zones pour lesquelles on dispose de nombreuses données sur les taux de capture et les estimations de la population, comme celles de Terre-Neuve, montrent que la chasse par l'homme peut avoir des conséquences considérables sur le caribou. Tant les mâles que les femelles sont chassés, mais les prises comptent davantage de mâles et sont liées à un déséquilibre du rapport des sexes dans certaines sous-populations de caribous, même si le nombre de mâles a récemment augmenté dans la PTN (Weir *et al.*, 2014). Les ventes annuelles de permis de chasse ont atteint une moyenne maximale d'environ 6 800 de 1999 à 2003, mais ont baissé à moins de 1 000 depuis 2009 en raison de la baisse des quotas imposée par le gouvernement de Terre-Neuve-et-Labrador pour arrêter le déclin du caribou. On a observé une baisse du nombre de prises réalisées par les chasseurs à mesure que la PTN diminuait, le taux le plus bas (60 %) ayant été enregistré en 2005. Depuis 2005, le taux de réussite des chasseurs semble augmenter, et ce, malgré le déclin continu de la population de caribous.

Exploitation forestière et récolte du bois (UICN 5.3)

Les répercussions négatives de la foresterie sur le caribou de Terre-Neuve sont évidentes; on compte moins de femelles et de faons à proximité des aires de coupe à blanc (Chubbs *et al.*, 2007) et les caribous femelles de Terre-Neuve évitent de s'approcher des récentes aires coupées à blanc dans un rayon de 9,2 km (Schaefer et Mahoney, 2007). Cependant, l'exploitation forestière a beaucoup ralenti ces dernières années dans l'aire de répartition de la PTN (Department of Natural Resources, 2014a), et nombre de caribous ne dépendent pas des forêts matures et choisissent plutôt de mettre bas et d'hiverner dans

des zones ouvertes (voir **Besoins en matière d'habitat**). De grandes portions du territoire sont encore relativement peu perturbées dans les régions boréales du nord et sur la presqu'île Avalon ainsi que dans les secteurs du sud et du centre de Terre-Neuve.

Activités récréatives (UICN 6.1)

En raison de l'activité des motoneiges, les caribous de la PTN se sont déplacés de 60 à 237 m. Les groupes uniquement composés d'adultes se sont déplacés les premiers et se sont éloignés davantage que les groupes dans lesquels se trouvaient des faons. Les déplacements étaient généralement moins importants lorsque la neige était plus profonde (Mahoney *et al.*, 2001). On ne connaît pas la densité des routes et des sentiers, mais on la croit élevée dans certaines parties de l'aire de répartition de la PTN. L'accès n'est pas limité par les routes dans les aires ouvertes, comme la toundra et les plateaux.

Fourrage limité (UICN 7.3)

On estime que la quantité et la qualité de la nourriture constituent des facteurs importants des récents déclins (voir **Fluctuations et tendances**). La quantité de fourrage a diminué en raison de la densité élevée de la population de caribous dans les années 1990. Une grande superficie d'habitat est disponible et intacte; par conséquent, il est peu probable que les conditions de fourrage limité se poursuivent indéfiniment.

Menaces d'impact négligeable

Incendies et suppression des incendies (UICN 7.1)

Les incendies sont rares dans la PTN, et la surface moyenne de terres brûlées chaque année de 2011 à 2013 était de 632 ha (intervalle de 38 à 1 781 ha), ce qui correspond à 0,006 % de la superficie de l'île (Department of Natural Resources, 2014b). La dynamique de la forêt mature dans les parties occidentales de l'aire de répartition de la PTN dépend des épizooties causées par les insectes. Par ailleurs, on ne connaît pas le rôle des changements climatiques sur cette dynamique.

Espèces indigènes problématiques (UICN 8.2) – parasites et agents pathogènes

À Terre-Neuve, le ver des méninges (*Elaphostrongylus rangiferi*) a été responsable d'au moins deux épizooties d'une maladie neurologique débilitante touchant les orignaux et les caribous (Ball *et al.*, 2001). Ce sont les rennes importés de Norvège en 1908 qui ont introduit l'*E. rangiferi* (Lankester et Fong, 1998). Le caribou semble développer une immunité contre le ver des méninges dans la PTN, et les symptômes externes de la maladie sont peu fréquemment observés. Le ver des méninges a été repéré dans toutes les sous-populations importantes mais, en cinq années d'inspection menées sur les carcasses (de 2007 à 2012), peu de cas ont été répertoriés, et la menace est jugée mineure.

Matériel génétique introduit (UICN 8.3)

L'introduction du renne d'Europe au début des années 1900 ne semble pas avoir modifié le génotype du caribou de Terre-Neuve. Wilkerson (2010) a établi la faible présence, voire l'absence, d'échange génétique entre le renne norvégien et le caribou de l'île.

Nombre de localités

Population de Terre-Neuve

On estime le nombre de sous-populations de Terre-Neuve à 14 (voir **Aire de répartition canadienne**), et aucune d'entre elles n'est exposée de la même manière à la prédation, à la chasse, au braconnage, à la disponibilité de la nourriture et aux activités forestières. Il n'y a pas une menace unique dominante dans la population. On estime le nombre de localités à au moins 14.

Population de la Gaspésie-Atlantique

La PGA est une petite métapopulation composée de trois sous-populations vivant au sein d'un petit site isolé (voir **Déplacements et dispersion**). Il n'y a pas de menace unique visant les trois sous-populations à la fois. On a établi à trois le nombre de localités, car les menaces découlant de la prédation et des perturbations sont semblables au sein de chaque sous-population.

Population boréale

Le programme de rétablissement fédéral (Environment Canada, 2012) reconnaît 51 aires de répartition de la population boréale, depuis le Labrador jusqu'au Yukon. Chacune d'entre elles est exposée différemment à la prédation, à la chasse, au braconnage, à la disponibilité de la nourriture et aux activités forestières. Il n'y a pas de menace unique dominante dans la population. Le nombre de localités est qualifié de « élevé ».

PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS

Statuts et protection juridiques

Les trois populations se trouvent uniquement au Canada. Le COSEPAC a désigné la PTN « non en péril » en 1984, en 2000 et en 2002.

En 1984, la PGA a été désignée « menacée », puis placée dans la catégorie de risque plus élevé « en voie de disparition » en 2000 aux termes de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP), à la suite d'une importante baisse du recrutement. Ce statut a été confirmé en 2002 (tableau 6). Le gouvernement du Québec a également préparé un plan de rétablissement pour la période de 2002 à 2012 (Comité de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2002), qui a fait l'objet d'une évaluation pour la période de 1990 à 2009 dans un rapport provisoire publié en 2011 (Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie, 2011). La PGA est « menacée » au Québec.

La PB a été désignée « menacée » pour la première fois en 2000, et son statut a été confirmé en 2002. Chaque province ou territoire au sein de l'aire de répartition de la PB désigne le caribou boréal selon un statut de conservation spécial (c.-à-d. vulnérable, menacé, inscrit sur la liste rouge), sauf la Saskatchewan et le Yukon, qui le désignent « non en péril » (tableau 6). Il en est ainsi car, pour cette population, l'aire de répartition au Yukon est très peu étendue, alors que celle en Saskatchewan est relativement peu perturbée. Le caribou boréal est « vulnérable » au Québec. En Ontario, le caribou boréal du centre de la province (« caribou des bois forestier ») est désigné comme « menacé », alors que celui des forêts du nord (« caribou des bois toundrique »), qui n'est pas confronté aux mêmes perturbations, est répertorié comme « non en péril » (Ontario Ministry of Natural Resources, 2012).

Tableau 6. Désignations actuelles des caribous des trois unités désignables au Canada à l'échelle fédérale et provinciale.

Unités désignables[1]	Statut fédéral : LEP	Province ou territoire	Statut provincial	Cote NatureServe[2]
Terre-Neuve-et-Labrador	Non en péril (2002)	Terre-Neuve-et-Labrador (île seulement)	Non en péril	S4
Boréale	Menacée (2002)	Territoires du Nord-Ouest	Menacée (2012)	S3
		Yukon	Non en péril	S1
		Colombie-Britannique (2010)	Figurant sur la liste rouge (menacée-en voie de disparition)	S2
		Alberta	Menacée	S2
		Saskatchewan	Non en péril	SNR
		Manitoba	En voie de disparition (1994)	SNR
		Ontario	Menacée (2007)	S4
		Québec	Vulnérable (2005)	S2S3

Unités désignables[1]	Statut fédéral : LEP	Province ou territoire	Statut provincial	Cote NatureServe[2]
		Terre-Neuve-et-Labrador (Labrador seulement)	Menacée (2002)	S2S3
Gaspésie	En voie de disparition (2002)	Québec	Menacée (2009)	N1T1[3]

[1]Telle qu'elle a été adoptée par le COSEPAC (2011).

[2]Conformément à la cote de 2011 attribuée par NatureServe (2013); S1 : gravement en péril, S2 : en péril, S3 : vulnérable, S4 : apparemment non en péril, SNR : non classée.

[3]Conformément à la cote de 2012 attribuée par NatureServe (2013); N1T1 : gravement en péril à l'échelle nationale et au niveau de l'infrataxon.

Statuts et classements non juridiques

À l'échelle internationale, les *Rangifer* sont désignés par l'UICN (IUCN, 2008), comme de « préoccupation mineure » en raison de la vaste répartition circumpolaire et de la grande taille des populations, bien que des déclins démographiques aient été documentés pour de nombreuses sous-populations dans le monde entier (Vors et Boyce, 2009). Toutefois, la classification taxinomique utilisée pour déterminer cette cote internationale est beaucoup plus grossière que celle utilisée au Canada, et elle tient également compte des sous-populations européennes de rennes semi-domestiques. NatureServe (2013) a établi que la PGA était « gravement en péril » (N1, T1). L'organisme établit également la cote de conservation du caribou boréal dans chaque province ou territoire (tableau 6). Le caribou était classé comme en sécurité aux échelles internationale (G5) et nationale (N5) en 2006 et en 2012, respectivement. Le rapport *Espèces sauvages* (Wildlife Species, 2010) a attribué les cotes suivantes : population canadienne de caribous ainsi que populations des Territoires du Nord-Ouest, du Nunavut, du Manitoba, du Québec, du Labrador et de Terre-Neuve : 4 (en sécurité); populations du Yukon, de la Colombie-Britannique, de la Saskatchewan et de l'Ontario : 3 (vulnérable); population de l'Alberta : 1 (en péril).

Protection et propriété de l'habitat

La protection de l'habitat est gérée au moyen de la création d'aires protégées, mais principalement par la mise en place d'une politique et de pratiques exemplaires de gestion aux fins d'atténuation des répercussions de la foresterie et d'autres activités d'exploitation des ressources sur le caribou. L'annexe I du programme de rétablissement fédéral présente des techniques d'atténuation génériques (Environment Canada, 2012). Courtois *et al.* (2008) ont indiqué que le caribou demeurerait dans une zone de 2 800 km^2 si le plan d'aménagement forestier prévoyait la protection de grands blocs de forêt (de 35 à 182 km^2) reliés à des corridors de plus de 400 m. On a remarqué que ces stratégies applicables aux aires de répartition en milieu forestier aux fins de conservation à long terme n'étaient pas efficaces et que les résultats pouvaient ne pas être visibles pendant des décennies à cause de décalages temporels entre la perturbation de l'habitat et la disparition (Vors *et al.*, 2007). La plupart des pratiques sont intégrées aux plans d'aménagement forestier et aux plans de conservation du caribou élaborés par les compétences responsables.

Population de Terre-Neuve

De vastes paysages non perturbés, surtout des terres publiques, se trouvent sur l'île de Terre-Neuve. Au total, 770 000 ha (11 %) de Terre-Neuve se trouvent dans des aires protégées, ce qui correspond à 6,7 % des aires de répartition du caribou utilisées de la manière la plus intensive (aires principales) sur l'île, principalement dans le parc national du Canada du Gros-Morne (Wells *et al.*, 2011). La plupart des zones de gestion du caribou sont protégées à moins de 3 %, 2 d'entre elles sont protégées à 3 à 25 % et 1 est protégée à plus de 25 %. Il reste suffisamment de grands blocs de paysages non perturbés pour conserver d'importantes populations de caribous sur l'île, mais la protection de l'habitat est faible dans ces zones (Wells *et al.*, 2011).

La répartition des caribous est très étendue sur l'ensemble de l'île, et ces derniers migrent en fonction des saisons, ce qui rend difficile la protection des secteurs de grande taille. La réserve faunique d'Avalon et la réserve naturelle Bay Du Nord ont été créées précisément de manière à être suffisamment grandes pour protéger les animaux de grande taille mobiles. Néanmoins, ces réserves n'ont pas isolé la sous-population d'Avalon de la plus récente épizootie causée par l'*Elaphostrongylus rangiferi* de 1996 à 1998 (Ball *et al.*, 2001). La sous-population de Middle Ridge, dont l'aire de répartition chevauche la réserve Bay du Nord et la réserve faunique Middle Ridge, est la sous-population la plus abondante de l'île.

Il est peu probable qu'une grande partie de Terre-Neuve soit aménagée aux fins de la foresterie commerciale, car certaines régions (p. ex. le centre sud) sont largement composées de tourbières ombrotrophes ou de toundras à faible valeur commerciale (NLDEC, données inédites, 2013). La culture de canneberges et l'extraction de tourbe pourraient être pratiquées dans des zones de tourbières ombrotrophes. Les parcs et les réserves assurent une faible portion de l'effort de conservation du caribou sur l'île puisqu'ils sont peu nombreux dans les zones fréquentées par les sous-populations. Des processus d'évaluation environnementale et des lignes directrices visent à réduire les répercussions de la foresterie et de l'exploitation minière sur le caribou (NLDEC, données inédites, 2013).

Population de la Gaspésie-Atlantique

En 1937, le gouvernement du Québec a créé le parc national de la Gaspésie pour protéger les paysages alpins et subalpins du mont Albert (1 157 m) et des autres monts Chic-Chocs, comme le mont Jacques-Cartier (1 270 m), situés dans les environs. L'habitat du caribou a été défini et protégé sur le plan juridique. En 2006, 657 km^2 étaient protégés, et la majeure partie était située au sein du parc national de la Gaspésie. En 2011, l'habitat protégé défini juridiquement a été élargi, atteignant une superficie de 1 035 km^2, dont 233 km^2 se trouvent à l'extérieur du parc national de la Gaspésie (802 km^2). On trouve le reste de l'habitat protégé juridiquement dans les réserves fauniques de Matane et des Chic-Chocs. L'habitat du caribou fait ainsi l'objet d'une protection juridique spécifique et comprend les zones utilisées à l'extérieur du parc, largement soumises aux perturbations

anthropiques comme la coupe forestière, l'exploitation minière et les activités récréatives (St-Laurent *et al.*, 2009).

Depuis 1997, des gestionnaires ont mis sur pied des méthodes sylvicoles qui peuvent protéger la qualité de l'habitat du caribou à l'extérieur du parc national de la Gaspésie, tout en permettant le plus d'activités d'utilisation et d'exploitation des terres que possible. Un premier plan d'aménagement forestier spécial (1999-2004) dans l'aire de répartition de la PGA visait à protéger les sommets abritant des milieux toundriques et les corridors de déplacement, à contrôler la régénération des forêts de feuillus profitables aux orignaux, et à expérimenter des pratiques de coupe forestière partielles et irrégulières (Champagne *et al.*, 1999). On ne connaît pas encore tout à fait la valeur de conservation de certains éléments de cette stratégie, comme les coupes irrégulières et partielles (St-Laurent *et al.*, 2009). Un deuxième plan d'aménagement forestier visant à faciliter la conservation des aires de répartition en dehors du parc, publié en 2007, était en vigueur jusqu'en 2012-2013 (Turcotte *et al.*, 2007). La plupart des zones visées par ces deux plans se trouvaient à l'intérieur des limites juridiques de l'habitat adoptées en 2006. Les deux premiers plans ont été mis en place dans une zone relativement petite de 290 km^2 utilisée par la PGA en dehors du parc, alors qu'un troisième plan publié récemment visera une zone de 2 857 km^2 (Chouinard et Lalonde, 2013). Les objectifs de ces plans d'aménagement forestier sont les suivants : 1) protéger les sommets toundriques et leurs versants boisés à haute altitude; 2) maintenir la production de lichens arboricoles; 3) limiter l'élargissement de l'habitat des prédateurs; 4) conserver la connectivité entre les sous-populations de caribous; 5) limiter les perturbations; 6) poursuivre les activités de coupe forestière aux fins de maintien de la foresterie. Par exemple, au sein d'une zone tampon de 15 km autour du parc, la coupe à blanc est interdite dans les secteurs situés à plus de 700 m au-dessus du niveau de la mer. Une coupe partielle est pratiquée dans les secteurs situés à moins de 700 m au-dessus du niveau de la mer, et l'on réduit le nombre d'arbres fruitiers et de tiges feuillues afin de moins attirer les orignaux, les cerfs de Virginie et les ours noirs dans ces zones (Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec, 2013). On ne connaît pas encore les répercussions de ces plans, qui autorisent les activités de coupe forestière, sur la protection des caribous.

Population boréale

Le programme de rétablissement national (Environment Canada, 2012) a été élaboré sur plusieurs années et publié en 2012. On a eu recours à des plans de protection et de rétablissement dans les Territoires du Nord-Ouest (NT Department of Environment and Natural Resources, 2010; NT Species at Risk Committee, 2012), en Colombie-Britannique (British Columbia Ministry of Environment, 2011), en Alberta de 2004 à 2014 (Albergta Woodland Caribou Recovery Team, 2005), au Manitoba (Manitoba Boreal Woodland Caribou Management Committee, 2014), en Ontario (Ontario Woodland Caribou Recovery Team, 2008; Ontario Ministry of Natural Resources, 2009, 2012), au Québec de 2005 à 2012 (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2008, 2010) et de 2013 à 2023 (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013) et au Labrador (Schmelzer *et al.*, 2004). Il est courant d'intégrer des mesures d'atténuation (p. ex. récoltes à deux phases, tracé routier qui évite des parcelles d'habitat importantes, calendrier de

chasse qui évite les périodes critiques telles que la mise bas) aux plans forestiers dans les zones abritant des caribous.

Au Labrador, la chasse fortuite des caribous de la PB est réduite au minimum dans les secteurs qui chevauchent l'aire de répartition de la sous-population de la rivière George (UD 4), chassée mais de taille importante, grâce à la délimitation de « zones d'extension » dans lesquelles la chasse est fermée, sauf si un grand nombre d'individus de la sous-population migratrice de la rivière George se trouve dans le secteur (Schmelzer *et al.*, 2004).

Au Québec, le plan de rétablissement 2005-2012 du caribou boréal et le plan 2013-2023 plus récent (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2013) sont fondés sur une méthode de coupe forestière par rotation dans le cadre de laquelle les peuplements étendus (de 100 à 250 km^2) sont protégés non seulement jusqu'à ce qu'ils présentent des milieux propices pour les caribous, mais aussi jusqu'à ce qu'ils atteignent des volumes permettant l'exploitation commerciale (plus de 75 ans). Cette approche est basée sur l'hypothèse voulant que les caribous s'éloignent des aires récemment coupées pour trouver des milieux propices ailleurs au sein de leur aire de répartition. Il est également possible que les caribous se déplacent simplement vers le nord et s'éloignent des lieux perturbés. Le cadre d'exploitation forestière du plan de rétablissement du Québec ne tient pas compte du facteur immédiat d'évitement de l'habitat perturbé, à savoir le risque de prédation. On ne sait pas quels seront les risques de prédation dans ces forêts de conifères, ni si ces dernières comprendront des milieux propices aux caribous. Un conflit est également possible entre la gestion de l'habitat du caribou et celle de l'habitat de l'orignal dans la région de la baie James, au Québec, où la priorité accordée à l'orignal pourrait nuire au caribou (Girard, comm. pers., 2014).

La population de caribous boréaux de l'Ontario est classée comme « menacée » depuis 2007. Le Plan de protection du caribou des bois en Ontario a été rédigé par le gouvernement provincial en réponse à une stratégie de rétablissement (Ontario Ministry of Natural Resources, 2009, 2012). Le plan vise à maintenir, où elles existent déjà, des populations locales du caribou des bois sylvicole qui sont liées génétiquement, à améliorer la sûreté des populations locales isolées ainsi que les liens qui existent entre elles et à faciliter le retour du caribou à des endroits stratégiques, près des endroits où il existe déjà. L'habitat a été divisé en trois catégories qui reflètent l'utilisation saisonnière, la fonction et le risque de perturbation (Ontario Ministry of Natural Resources, 2013a). Les zones très utilisées (aire de croissance, aire d'hivernage) sont généralement fréquentées pendant plusieurs années, sont plus sensibles aux perturbations et devraient faire l'objet d'une protection maximale. Les zones de catégorie 2 sont des aires de répartition saisonnières, qui contiennent des corridors de déplacement, mais il est établi que les caribous s'éloignent des menaces qui peuvent changer chaque année et qu'ils ont par conséquent besoin de zones plus étendues que les domaines vitaux annuels connus existants (Racey et Arsenault, 2007; Avgar *et al.*, 2013). Les zones très utilisées se trouvent généralement dans ces aires saisonnières et dépendent de la fonction de refuge offerte à cette vaste échelle spatiale (Ontario Ministry of Natural Resources, 2013a). Les zones de catégorie 3 favorisent indirectement les caribous en maintenant la fonction globale de refuge au sein

de l'aire de répartition. Ces zones sont actuellement jeunes ou perturbées (moins de 40 ans), mais devraient devenir un habitat fréquenté dans le futur, à mesure que la forêt vieillira et que les zones se relieront à l'aire de répartition saisonnière (Ontario Ministry of Natural Resources, 2013a). Le programme de rétablissement national définit l'habitat essentiel de la PB comme la zone se trouvant à l'intérieur des limites de chaque aire de répartition, qui offre des conditions écologiques globales assurant un cycle continu d'adoption et d'abandon de l'habitat, qui contribue au maintien d'un état perpétuel d'au moins 65 % de la zone à titre d'habitat non perturbé, et qui présente les caractéristiques biophysiques nécessaires aux fonctions vitales du caribou boréal, soit la mise bas, le rut et l'hivernage (voir Environnement Canada, 2012, annexe H). Les décisions en matière d'exploitation des ressources sont liées au degré de perturbation que chaque catégorie peut supporter tout en continuant de soutenir le caribou (Ontario Ministry of Natural Resources, 2012, 2013b). Une catégorie du plan de protection est basée sur l'hypothèse voulant que les zones d'exploitation forestière renferment un jour l'habitat du caribou, ce qui fait l'objet de débats (voir **Menaces** – Perte ou modification de la forêt).

Au Manitoba et en Saskatchewan, de nombreuses mesures, semblables à celles mises en place par d'autres compétences responsables, sont en cours d'élaboration, tandis que les ébauches de stratégies de rétablissement provinciales sont en attente d'approbation (Manitoba Boreal Woodland Caribou Management Committee, 2014; Saskatchewan Environment, 2014). En Alberta, diverses restrictions ont été élaborées, notamment l'obligation de faire une demande de permis pour toute nouvelle activité d'exploration et de construction afin de réduire le plus possible l'impact sur les aires de mise bas et d'autres sites spéciaux (Alberta Government, 2014). Le plan de rétablissement du caribou des bois de l'Alberta de 2004-2005 à 2013-2014 propose des mesures de protection du caribou boréal et présente quatre catégories de classification en fonction du risque de disparition (Alberta Woodland Caribou Recovery Team, 2005). Pour la catégorie de risque le plus élevé, « risque de disparition immédiate », le plan propose la mise en place d'un moratoire sur la hausse de l'exploitation des ressources minérales et forestières jusqu'à la rédaction, l'évaluation et la mise en œuvre d'un plan sur l'utilisation des terres et les aires de répartition. En 2013, le plan n'était pas encore mis en œuvre.

En Colombie-Britannique, le caribou boréal est inscrit sur la liste rouge à l'échelle provinciale (« menacé » à « en voie de disparition »), et il est classé dans la catégorie « Priorité 1 » aux termes du cadre de conservation de la Colombie-Britannique. Le plan de mise en œuvre britanno-colombien des mesures de gestion de la PB vise à maximiser les activités de conservation du caribou boréal et à soutenir les activités de rétablissement futures, tout en préservant les possibilités d'exploitation des ressources (British Columbia Ministry of Environment, 2011). De nombreuses protections ont été mises en œuvre dans la province, notamment dans 13 % de l'aire de répartition du caribou boréal, sous forme de zones d'examen des ressources (« Resource Review Areas »), qui font l'objet d'un moratoire de 5 ans sur les nouvelles concessions de pétrole et de gaz; de 73 sites (zones d'habitat faunique, aires d'hivernage des ongulés) totalisant 977 000 ha dans lesquels aucune route ou nouvelle exploitation forestière ne verront le jour; de plus de 800 000 ha supplémentaires où les activités liées aux ressources sont modifiées de manière à atténuer les répercussions sur les caribous. Une proposition a été présentée pour mettre en œuvre

des mesures d'atténuation semblables sur 748 000 ha supplémentaires dans une autre partie de l'aire de répartition. D'autres zones sont protégées, notamment 1,4 % de l'aire de répartition, et 2 % de l'habitat principal reconnu (British Columbia Ministry of the Environment, 2010).

De nombreux projets visant à protéger le caribou sont en cours dans diverses Premières Nations, et certaines d'entre elles participent à la gestion dans la plus grande portion restante de l'aire de répartition de la PB. Par exemple, en Ontario, les Premières Nations du lac Seul, d'Attawapiskat, de Cat Lake, de Slate Falls, de Mishkeegogamang et d'Eabametoong intègrent les CTA et des données scientifiques en vue de définir l'habitat essentiel, l'intendance et la participation à la planification des utilisations des terres qui touchent le caribou boréal (Ontario Ministry of Natural Resources, 2012). À Eeyou Istchee (partie sud de la région de la baie James), des collectivités des Premières Nations et des organismes gouvernementaux collaborent à protéger le caribou, notamment en recourant à des pratiques communautaires visant à réduire la chasse et à établir des aires protégées (Saganash, 2013; Girard, comm. pers., 2014). Au Labrador, la Labrador Inuit Association intègre des éléments du « droit coutumier » inuit à la politique de gestion des ressources et cherche à raviver les concepts traditionnels d'intendance du caribou (Schmelzer *et al.*, 2004). Dans les Territoires du Nord-Ouest, les Offices des ressources renouvelables du Wek'èezhìi, du Sahtu et du Gwich'in (Wek'èezhìi Renewable Resources Board, 2013; Sahtu Renewable Resources Board, 2010), et les Cris de la région sud de la baie James (Cree Regional Authority, 2010) travaillent très activement à rassembler les CTA et les publications sur la PB.

Les aires protégées sont plutôt peu nombreuses dans la forêt boréale, et la plupart d'entre elles ne sont pas assez grandes ou assez spécifiques pour répondre aux besoins en espace du caribou boréal. Des projets de création de grands parcs ou réserves ont été présentés dans certaines provinces ou certains territoires aux superficies supérieures à 10 000 km^2. En effet, Environnement Canada (Environment Canada, 2012) a rapporté qu'il faut 300 caribous pour assurer l'autosuffisance de la population locale, ce qui nécessite des aires de répartition renfermant au moins 10 000 à 15 000 km^2 d'habitat pour répondre à leur besoin en matière d'espace. Parcs Canada et le ministère de l'Environnement et de la Conservation de Terre-Neuve-et-Labrador ont annoncé la création imminente d'une nouvelle réserve de parc national dans le secteur du mont Mealy (Akamiuapishkua), au Labrador. La réserve de parc protègera environ 10 700 km^2, ce qui en fera le plus grand parc national de l'Est canadien. Le gouvernement provincial a également annoncé son intention de créer un parc provincial de préservation d'une voie navigable afin de protéger la rivière Eagle, adjacente à la réserve de parc national proposée. Ensemble, ces secteurs protégeraient 13 668 km^2 au sein de l'aire de répartition du caribou boréal, qui abrite principalement la sous-population du mont Mealy.

Au Québec, on a proposé la création d'aires protégées facilitant les échanges et la connectivité entre les sous-populations locales comme instrument essentiel du maintien du caribou (Rudolph *et al.*, 2012). Le secteur traditionnellement utilisé par la sous-population de caribous de Charlevoix s'étend sur environ 5 500 km^2 et chevauche la réserve faunique des Laurentides et 3 parcs, mais il s'agit de l'aire de répartition la plus fortement perturbée

(80 à 99 %) au Québec (Environment Canada, 2011; St-Laurent, comm. pers., 2014). Les activités forestières dans la réserve et sur les terres publiques peuvent menacer le maintien de la sous-population (St-Laurent et Dussault, 2012). Le processus d'élaboration du projet de réserve de la biodiversité d'Albanel-Témiscamie-Otish est en cours au Québec (11 871 km^2) (Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec, 2010), mais seule une petite partie offrira une protection au caribou (Girard, comm. pers., 2014). La création d'un parc (3 200 km^2) dans la région de la réserve Assinica permettrait de protéger des portions de l'aire de répartition du caribou dans le secteur (Girard, comm pers., 2014).

En Ontario et au Manitoba, plusieurs zones protégées se trouvent dans l'aire de répartition continue de la PB, et une proposition de site du patrimoine mondial a été présentée (Brannen, comm. pers., 2014). Toutefois, même le plus grand de ces parcs, comme les parcs provinciaux Wabakimi (8 920 km^2), Atikaki (3 980 km^2) et Woodland Caribou (4 500 km^2), peut ne pas être de taille suffisante pour protéger efficacement plusieurs sous-populations (Manitoba Boreal Woodland Caribou Management Committee, 2014). Ailleurs, de plus petites zones protégées seront touchées par des modifications de l'habitat causées par la progression vers le nord du front de coupe (Vors *et al.*, 2007).

Le Service canadien de la faune (SCF) examine actuellement la création de 5 grandes réserves nationales de faune dans les Territoires du Nord-Ouest (Bigelow, comm. pers.). L'Entente provisoire sur les terres soustraites à l'aliénation des Premières Nations Dehcho et le parc national du Canada Wood Buffalo protègeraient 32 633 km^2; il s'agirait de la plus grande superficie protégée dans l'aire de répartition de la PB au Canada. Un autre projet d'aire protégée comprendra une surface totale contiguë de 14 688 km^2. Il faut cependant noter qu'un certain degré de perturbation anthropique et naturelle (incendies) existe peut-être déjà dans les zones visées par les projets d'aire protégée.

REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS

Les rédacteurs remercient Environnement Canada d'avoir financé la préparation du présent rapport de situation. Meghan Andersen a participé à la rédaction de la partie portant sur la compétition apparente et Mariana Trindade, titulaire d'un doctorat, a examiné une version préliminaire du rapport. Les membres des Sous-comités de spécialistes des mammifères terrestres et des connaissances traditionnelles autochtones du COSEPAC, et de nombreux examinateurs des provinces et des territoires, notamment Martin-Hugues St-Laurent, Justina Ray et Shelley Pardy-Moores, ont émis de précieux commentaires. Les rédacteurs souhaitent remercier les personnes suivantes, avec lesquelles ils ont communiqué et qui ont fourni de l'information et des commentaires.

Liste des experts contactés

Nom		Affiliations professionnelles
Maria	Alt	Min. de la Conserv. et de la Gestion des ress. hydr. du Man., Winnipeg, MB
Ted	Armstrong	Biologiste des espèces en péril (anc.), Gouvernement de l'Ontario, ON

Nom		Affiliations professionnelles
Al	Arsenault	Biologiste des espèces en péril (anc.), Government of Saskatchewan, SK
Walter	Bezha	Sahtu Renewable Resources Board, NT
John	Blake	Dept. of Environment & Conservation, Wildlife Division,Corner Brook, NL
Ruben	Boles	Service canadien de la faune, Environnement Canada, Gatineau, QC
Tracz	Boyan	Wek'èezhìi Renewable Resources Board, Yellowknife, NT
Dennis	Brannen	Min. de la Conserv. et de la Gestion des ress. hydr. du Man., Winnipeg, MB
Vivian R.	Brownell	Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Peterborough, ON
Kristen	Callaghan	Gwich'in Renewable Resources Board, Inuvik, NT
Suzanne	Carrière	Dept. of Environment & Natural Resources, Yellowknife, NT
Karin	Clark	Wek'èezhìi Renewable Resources Board, Yellowknife, NT
Gordon	Court	Alberta Dept. of Sustainable Resource Dev., Edmonton, AB
Vince	Crichton	Biol. des espèces sauvages (à la retraite), min. de la Conserv. du Man., MB
Christine	Doucet	Dept. of Environment & Conservation, Wildlife Division, Corner Brook, NL
Christian	Dussault	Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, QC
Darren	Elder	Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Thunder Bay, ON
Jonathan	Feldgajer	Conseiller régional de l'Initiative boréale canadienne de Terre-Neuve
David	Fifield	Dept. of Environment & Conservation, SDSS, St. John's, NL
David	Fraser	British Columbia Ministry of Environment, Victoria, BC
Rob	Gau	Manager, Biodiversity Conservation, Yellowknife, NT
Isabelle	Gauthier	Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, QC
Caroline	Girard	Comité conjoint de chasse, de pêche et de piégeage, Montréal, QC
Nicole	Gougeon	Comité conjoint de chasse, de pêche et de piégeage, Montréal, QC
Emily	Herdman	Dept. of Environment and Conservation, Wildlife Division, Corner Brook, NL
Dave	Hervieux	Alberta Dept. of Sustainable Resource Dev., Edmonton, AB
Susan	Kutz	Université de Calgary, Calgary, AB
Gerry	Kuzyk	BC Ministry of Forests, Lands and Natural Resource Operations, BC
Mélinda	Lalonde	Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, QC
Nic	Larter	Dept. of Environment and Natural Resources, Fort Simpson, NT
Keith	Lewis	Dept. of Environment & Conservation, SDSS, St. John's, NL
Glenn	Luther	Dept. of Environment & Conservation, SDSS, St. John's, NL
Shane	Mahoney	Dept. of Environment & Conservation, SDSS, St. John's, NL

Nom		Affiliations professionnelles
Julien	Mainguy	Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, QC
Micheline	Manseau	Parcs Canada et Université du Manitoba, Winnipeg, MB
Katherine	Mehl	Dept. of Environment & Conservation, Wildlife Division, Corner Brook, NL
Natalka	Melnycky	Gwich'in Renewable Resources Board, Yellowknife, NT
Patrick	Nantel	Parcs Canada, 25, rue Eddy, Gatineau, QC
Dean	Nernberg	Ministère de la Défense nationale, Ottawa, ON
Shelley	Pardy Moores	Dept. of Environment & Conservation, Wildlife Division, Corner Brook, NL
Chris	Pasztor	BC Ministry of the Environment, BC
Claudel	Pelletier	Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, QC
John	Pisapio	Dept. of Environment & Conservation, Wildlife Division, Corner Brook, NL
Gigi	Pittoello	Saskatchewan Ministry of Environment, Regina, SK
Paul	Saunders	Dept. of Environment & Conservation, Wildlife Division, Corner Brook, NL
Isabelle	Schmelzer	Dept. of Environment & Conservation, Wildlife Division, Corner Brook, NL
Deborah	Simmons	Directrice générale, Sahtu Renewable Resources Board
Jody	Snortland	Wek'eezhii Renewable Resources Board, Yellowknife, NT
Colleen	Soulliere	Dept. of Environment & Conservation, SDSS, St. John's, NL
Susan	Squires	Dept. of Env. & Conservation, Park & Natural areas Div., Corner Brook, NL
Martin-H.	St-Laurent	Université du Québec à Rimouski, Rimouski, QC
Amy	Thompson	Gwich'in Renewable Resources Board, Yellowknife, NT
Vicki	Trim	Min. de la Conserv. et de la Gestion des ress. hydr. du Man., Winnipeg, MB
Tim	Trottier	Saskatchewan Ministry of Environment, Regina, SK
Gord	Vaadeland	Société pour la nature et les parcs du Canada (SNAP), Saskatoon, SK
Denis	Vandal	Ministère des Ressources naturelles, QC
Stephen	Virc	Service canadien de la faune, Environnement Canada, Ottawa, ON
Bill	Watkins	Min. de la Conserv. et de la Gestion des ress. hydr. du Man., Winnipeg, MB

SOURCES D'INFORMATION

Abraham, K.F. (et 6 coauteurs). 2012. Recent changes in summer distribution and numbers of migratory caribou on the southern Hudson Bay coast. Rangifer 32: 269-276.

Adams, J., M. Mumma et L. Waits. 2012. Species identification of unknown canid sample collected in Newfoundland. Laboratory for Ecological, Evolutionary and Conservation Genetics, University of Idaho.

Alberta Caribou Committee. http://www.albertacariboucommittee.ca/ [consulté en juillet 2014].

Alberta Government 2014. Caribou protection plan guidelines. http://esrd.alberta.ca/fish-wildlife/wildlife-management/caribou-management/caribou-protection-plans/documents/CaribouProtectionPlan-CaribouCalvingInfo-2012.pdf [consulté en août 2014].

Alberta Woodland Caribou Recovery Team. 2005. Alberta woodland caribou recovery plan 2004/05-2013/14. Alberta Sustainable Resource Development, Fish and Wildlife Division, Alberta Species at Risk Recovery Plan No. 4. Edmonton, AB. 48 p.

Albon, S.D. (et 5 coauteurs). 2002. The role of parasites in the dynamics of a reindeer population. Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences 269: 1625-1632.

Alpac. 2014. Forest management agreement area. http://alpac.ca/forest-sustainability/forest-management-agreement-area/ [consulté en août 2014].

Anderson, M. 2012. Wolf responses to spatial variation in moose density in northern Ontario. Mémoire de maîtrise, University of Guelph, Guelph, Ontario.

Anderson, R. et U. Strelive. 1968. The experimental transmission of Pneumostgrongylus tenuis to caribou (Rangifer tarandus terranovae). Canadian Journal of Zoology 46:503-510.

Arlt, M. et M. Manseau. 2011. Changes in caribou distribution and landcover in and around Prince Albert National Park: Different management strategies and different landscapes. Rangifer Special Issue 19: 17-31.

Arsenault, A. et M. Manseau. 2011. Land management strategies for the recovery of boreal woodland caribou in central Saskatchewan. Rangifer Special Issue 19: 33-48.

Arseneau, M.-J., L. Sirois et J.-P. Ouellet. 1997. Effects of altitude and tree height on the distribution and biomass of fruticose arboreal lichens in an old growth balsam fir forest. Écoscience 4: 206-213.

Avgar, T., A. Mosser, G.S Brown et J.M. Fryxell. 2013. Environmental and individual drivers of animal movement patterns across a wide geographical gradient. Journal of Animal Ecology 82: 96-106.

Badiou, P. (et 22 coauteurs). 2011. Keeping woodland caribou in the boreal forest: Big challenge, immense opportunity. International Boreal Conservation Science Panel. 12 p. (Également disponible en français : Badiou, P. (et 22 coauteurs). 2011. Conservation du caribou des bois en forêt boréale : un énorme défi, une opportunité unique. Groupe d'experts scientifiques de la Campagne internationale pour la conservation boréale. 15 p.)

Ball, M.C., L. Finnegan, M. Manseau et P. Wilson. 2010. Integrating multiple analytical approaches to spatially delineate and characterize genetic population structure: an application to boreal caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in central Canada. Conservation Genetics 11: 2131-2143.

Ball, M.C., M.W. Lankester et S.P. Mahoney 2001. Factors affecting the distribution and transmission of *Elaphostrongylus rangiferi* (Protostrongylidae) in caribou (*Rangifer tarandus caribou*) of Newfoundland, Canada. Canadian Journal of Zoology 79: 1265-1277.

Ball, M.C. (et 7 coauteurs). 2007. Characterization of target nuclear DNA from faeces reduces technical issues associated with the assumptions of low-quality and quantity templates. Conservation Genetics 8: 577-586.

Baltzer (et 4 coauteurs). 2014. Forests on thawing permafrost; fragmentation, edge effects and net forest loss. Global Change Biology 20:824-834.

Banfield, A.W.F. 1961. A revision of the reindeer and caribou genus Rangifer. Ottawa, Canada, Dept. of Northern Affairs and National Resources.

Banfield, A.W.F. 1974. The Mammals of Canada, Published for the National Museum of Natural Sciences. University of Toronto Press. (Également disponible en français : Banfield, A.W.F. 1974. Les mammifères du Canada. Publié pour le Musée national des sciences naturelles, Musées nationaux du Canada, par Les Presses de l'Université Laval.)

Barboza, P.S. et K.L. Parker. 2008. Allocating protein to reproduction in arctic reindeer and caribou. Physiological and Biochemical Zoology 81: 835-855.

Barboza, P.S., D.W. Hartbauer, W.E. Hauer et J.E. Blakes. 2004. Polygynous mating impairs body condition and homeostasis in male reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*). Journal of Comparative Physiology B 174: 309-317.

Barrette, C. et D. Vandal. 1986. Social rank, dominance, antler size, and access to food in snow-bound wild woodland caribou. Behaviour 97: 118-146.

Bastille-Rousseau, G. (et 7 coauteurs). 2012. Sélection d'habitat du caribou forestier en forêt boréale québécoise. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Québec. 66 p.

Bastille-Rousseau, G., D. Fortin, C. Dussault, R. Courtois et J.-P. Ouellet. 2011. Foraging strategies by omnivores: are black bears actively searching for ungulate neonates or are they simply opportunistic predators? Ecography 34: 588-596.

Bastille-Rousseau, G., J. Schaefer, S. Mahoney et D. Murray. 2013. Population decline in semi-migratory caribou (*Rangifer tarandus*): intrinsic or extrinsic drivers? Canadian Journal of Zoology 91:820-828.

Beauchesne, D., J.A.G. Jaeger et M.-H. St-Laurent. 2013. Disentangling woodland caribou movements in response to clearcuts and roads across temporal scales. PLoS ONE 8: e77514.

Beauchesne, D., J.A.G., Jaeger et M.-H. St-Laurent 2014. Thresholds in the capacity of boreal caribou to cope with cumulative disturbances: Evidence from space use patterns. *Biological Conservation* 172: 190-199

Bergeron, Y., S. Gauthier, V. Kafka, P. Lefort et D. Lesieur. 2001. Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry. Canadian Journal of Forest Research 31: 384–391

Bergeron, Y. et E. Le Goff. 2005. Doit-on remettre en question notre façon d'aménager la forêt boréale canadienne? VertigO – La revue en sciences de l'environnement 6: 1-7.

Bergerud, A.T. 1971. The population dynamics of Newfoundland caribou. Wildlife Monographs (25): 3-55.

Bergerud, A.T. 1973. Movement and rutting behavior of caribou (*Rangifer tarandus*) at Mount Albert, Québec. Canadian Field-Naturalist 87: 357-369.

Bergerud, A.T. 1974. Decline of caribou in North America following settlement. Journal of Wildlife Management 38: 757-770.

Bergerud, A.T. 1975. The reproductive season of Newfoundland caribou. Canadian Journal of Zoology 53: 1213-1221.

Bergerud, A.T. 1980. A review of the population dynamics of caribou and wild reindeer in North America. Proc. 2nd Int. Reindeer/Caribou Symposium, Roros, Norway. p. 556-581.

Bergerud, A.T. 1985. Antipredator strategies of caribou: dispersion along shorelines. Canadian Journal of Zoology 63: 1324-1329.

Bergerud, A.T. 1988. Caribou, wolves and man. Trends in Ecology and Evolution 3: 68-72.

Bergerud, A.T. 2000. Caribou. p. 658-693 *in* Ecology and Management of Large Mammals in North America. S. Demarais et P. Krausman (eds.). Prentice Hall, NJ. 778 p.

Bergerud, A.T. et J.P. Elliott. 1986. Dynamics of caribou and wolves in northern British Columbia. Canadian Journal of Zoology 64: 1515-1519.

Bergerud, A.T. et J.P. Elliott. 1998. Wolf predation in a multiple-ungulate system in northern British Columbia. Canadian Journal of Zoology 76: 1551-1569.

Bergerud, A.T. et W.E. Mercer. 1989. Caribou introductions in eastern North America. Wildlife Society Bulletin 17: 111-120.

Bergerud, A.T., S.N. Luttich et L. Camps. 2008. The return of caribou to Ungava. Montréal, McGill Queen University Press.

Bergerud, A.T., W.J. Dalton, H. Butler, L. Camps et R. Ferguson. 2007. Woodland caribou persistence and extirpation in relic populations on Lake Superior. Rangifer Special Issue No. 17: 57-78.

Bigelow, D. Biologiste des espèces en péril, Service canadien de la faune, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest). Correspondance par courriel adressée à S. Couturier, décembre 2013.

Boertje, R.D., P. Valkenburg et M.E. McNay. 1996. Increases in moose, caribou et wolves following wolf control in Alaska. Journal of Wildlife Management 60: 474-489.

Boileau, F. 1996. Rapport sur la situation du caribou (*Rangifer tarandus caribou*) du Parc de conservation de la Gaspésie. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec (Québec). 49 p.

Boisjoly, D. 2007. Sélection de l'habitat par le coyote, *Canis latrans*, dans le contexte de la conservation du caribou de la Gaspésie. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski.

Boisjoly, D., J.-P. Ouellet et R. Courtois. 2010. Coyote habitat selection and management implications for the Gaspésie caribou. Journal of Wildlife Management 74: 3-11.

BorealCanada 2008. Mining exploration conflicts in Canada's boreal forest. http://www.borealcanada.ca/documents/MiningExplorationConflicts-Report-May2008.pdf [consulté en juillet 2014]. (Également disponible en français : Initiative boréale canadienne 2008. Conflits soulevés par l'exploration minérale dans la forêt boréale du Canada. http://www.borealcanada.ca/documents/MineralExplorationConflicts_FINAL-fr_web.pdf.)

Boreal Caribou ATK Reports 2010-2011. Boreal Caribou Aboriginal Traditional Knowledge (ATK) Reports. 2010-2011. Compiled June 2011. Ottawa: Environment Canada.

Boucher, Y., D. Arsenault, L. Sirois et L. Blais. 2009. Logging pattern and landscape changes over the last century at the boreal and deciduous forest transition in Eastern Canada. Landscape Ecology 24: 171-184.

Boulanger, J., K.G. Poole, A. Gunn et J. Wierzchowski. 2012. Estimating the zone of influence of industrial developments on wildlife: a migratory caribou *Rangifer tarandus groenlandicus* and diamond mine case study. Wildlife Biology 18: 164-179.

Bowman, J., J.C. Ray, A.J. Magoun, D.S. Johnson et F.N. Dawson. 2010. Roads, logging, and the large-mammal community of eastern Canadian boreal forest. Canadian Journal of Zoology 88: 454-467.

Boyan, Tracz. 2014. Wek'èezhìi Renewable Resources Board, Yellowknife (Territories du Nord-Ouest). Correspondance par courriel adressée à G. Forbes, octobre 2014.

Bradshaw, C.J.A., S. Boutin et D.M. Hébert. 1998. Energetic implications of disturbance caused by petroleum exploration to woodland caribou. Canadian Journal of Zoology 76: 1319-1324.

Brannen, Dennis. 2014. Ministère de la Conservation et de la Gestion des ressources hydriques du Manitoba. Correspondance par courriel adressée à G. Forbes, novembre 2014.

Briand, Y., J.-P. Ouellet, C. Dussault et M.-H. St-Laurent. 2009. Fine-scale habitat selection by female forest-dwelling caribou in managed boreal forest: Empirical evidence of a seasonal shift between foraging opportunities and antipredator strategies. Écoscience 16: 330-340.

British Columbia Ministry of Environment, 2010. Science update for the boreal caribou (*Rangifer tarandus caribou* pop. 14) in British Columbia. Victoria, BC, Ministry of Environment, Victoria, BC. 54 p.

British Columbia Ministry of Environment. 2011. Implementation plan for the ongoing management of boreal caribou (*Rangifer tarandus caribou* pop. 14) in British Columbia. Victoria, BC, Ministry of Environment, Victoria, BC. 17 p.

Brodeur, V., J.-P. Ouellet, R. Courtois et D. Fortin. 2008. Habitat selection by black bears in an intensively logged boreal forest. Canadian Journal of Zoology 86: 1307-1316.

Brown, G.S., F.F. Mallory et W.J. Rettie. 2003. Range size and seasonal movement for female woodland caribou in the boreal forest of northeastern Ontario. Rangifer Special Issue No. 14: 227-233.

Brown, G.S., W.J. Rettie, R.J. Brooks et F.F. Mallory. 2007. Predicting the impacts of forest management on woodland caribou habitat suitability in black spruce boreal forest. Forest Ecology and Management 245: 137-147.

Burton, P.J. (et 5 coauteurs). 2003. The current state of boreal forestry and the drive for change. *In* Towards Sustainable Management of the Boreal Forest. P.J. Burton, C. Messier, D.W. Smith et W.L. Adamowicz, eds., National Research Press: 1-40. Ottawa, ON.

Callaghan, C., S. Virc et J. Duffe. 2011. Woodland caribou, boreal population, trends in Canada. Canadian Biodiversity: Ecosystem Status and Trends 2010. Ottawa, ON. Technical Thematic Report No. 11: 36 p. (Également disponible en français : Callaghan, C., S. Virc et J. Duffe. 2011. Tendances de la population boréale du caribou des bois au Canada. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010. Ottawa (Ontario). Rapport technique thématique n° 11. v + 41 p.)

Cameron, R.D., W.T. Smith, R.G. White et B. Griffith. 2005. Central Arctic caribou and petroleum development: distributional, nutritional, and reproductive implications. Arctic 58: 1-9.

Carlson, M. et C. Chetkiewicz. 2013. A fork in the road: future development in Ontario's far north. Wildlife Conservation Society and Canadian Boreal Forest Initiative. Ottawa, ON. 72 p.

Carr, N.L., A.R. Rodgers et S.C. Walshe. 2007. Caribou nursery site habitat characteristics in two northern Ontario parks. Rangifer 27(4):167-179.

Carr, N.L., A.R. Rodgers, S.R. Kingston et D.J. Lowman. 2011. Use of island and mainland shorelines by woodland caribou during the nursery period in two northern Ontario parks. Rangifer 19: 49-61.

Carrière, Suzanne. 2014. Ministère de l'Environnement et des Ressources naturelles, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest). Correspondance par courriel adressée à G. Forbes, octobre 2014.

Champagne, S. (et 5 coauteurs). 1999. Plan d'aménagement de l'aire du caribou de la Gaspésie. Ministère des Ressources naturelles et Société de la faune et des parcs du Québec, 34 p.

Chouinard, D. et M. Lalonde. 2013. Plan d'aménagement forestier de l'aire de fréquentation du caribou de la Gaspésie (3e édition) 2013-2018. Ministère des Ressources naturelles, Caplan (Québec). 29 p.

Chubbs, T.E., L.B. Keith, S.P. Mahoney et M.J. McGrath. 1993. Responses of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) to clear-cutting in east-central Newfoundland. Canadian Journal of Zoology 71: 487-493.

Colombo, S. (et 9 coauteurs). 1998. The impacts of climate change in Ontario forests. Ontario Ministry Natural Resources Forest Research Information Report No. 143. 50 p.

Comité de rétablissement du caribou de la Gaspésie. 2002. Plan de rétablissement du caribou de la Gaspésie (2002-2012) (*Rangifer tarandus caribou*). Société de la faune et des parcs du Québec, Québec. 47 p.

COSEWIC. 2011. Designatable units for caribou (*Rangifer tarandus*) in Canada. Ottawa, Committee on the status of Endangered Wildlife in Canada (COSEWIC). 88 p. (Également disponible en français : COSEPAC. 2011. Unités désignables du caribou (*Rangifer tarandus*) au Canada. Ottawa, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 98 p.)

COSEWIC. 2002. COSEWIC assessment and update status report on the woodland caribou *Rangifer tarandus caribou* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. 98 p. (Également disponible en français : COSEPAC. 2002. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xii + 112 p.)

COSEWIC 2012. Aboriginal Traditional Knowledge assessment report on caribou *Rangifer tarandus* in Canada ATK Subcommittee of COSEWIC. Environment Canada, Ottawa.

Côte, S., (and 4 co-authors). 2004. Ecological impacts of deer overabundance. Annual Review Ecology Evolution, and Systematics 35:113-147.

Courbin, N., D. Fortin, C. Dussault et R. Courtois. 2009. Habitat management for woodland caribou: the protection of forest blocks influences wolf-caribou interactions, Landscape Ecology 24: 1375-1388.

Courtois, R. (et 5 coauteurs). 2003a. Historical changes and current distribution of Caribou (*Rangifer tarandus*), in Quebec. Canadian Field-Naturalist 117:399-414.

Courtois, R., A. Gingras, C. Dussault, L. Breton et J.-P. Ouellet. 2003b. An aerial survey technique for the forest-dwelling ecotype of woodland caribou, *Rangifer tarandus caribou*. The Canadian Field-Naturalist 117: 546-554.

Courtois, R., A. Gingras, D. Fortin, A. Sebbane, B. Rochette et L. Breton. 2008. Demographic and behavioural response of woodland caribou to forest harvesting. Canadian Journal of Forest Research 38: 2837–2849.

Courtois, R., J.-P. Ouellet, L. Breton, A. Gingras et C. Dussault. 2002. Effet de la fragmentation du milieu sur l'utilisation de l'espace et la dynamique de population chez le caribou forestier. Québec (Québec), Société de la faune et des parcs du Québec : 44 p.

Courtois, R., J.-P. Ouellet, L. Breton, A. Gingras et C. Dussault. 2007. Effects of forest disturbance on density, space use and mortality of woodland caribou. Écoscience 14: 491–498.

Couturier, S. 2007. Génétique et condition physique des trois écotypes de caribou du Québec-Labrador. Thèse de doctorat, Université Laval, Québec (Québec).

Couturier, S., J. Huot, S.D. Côté, Q. van Ginhoven, R. Otto et D. Jean. 2009. Populations, metapopulations, ecotypes and subspecies of caribou in Québec-Labrador: An exploratory discussion. Proceedings from Caribou Genetics and Relationships Workshop, University of Alberta, Edmonton, March 8-9, 2003, Dept. of Natural Resources and Environment, Gov. of the NT.

Couturier, S., R.D. Otto, S.D. Côté, G. Luther et S.P. Mahoney. 2010. Body size variations in caribou ecotypes and relationships with demography. Journal of Wildlife Management 74: 395-404.

Cree Regional Authority. 2010. Woodland Caribou (Boreal Population). A Portrait of Cree Knowledge in Eeyou Istchee. From Communities to Science. Cree Regional Authority, Montreal.

Crête, M., S. Couturier, B.J. Hearn et T.E. Chubbs. 1996. Relative contribution of decreased productivity and survival to recent changes in the demographic trend of the Rivière George sub-population. Rangifer Special Issue No. 9: 27-36.

Crête, M. et A. Desrosiers. 1995. Range expansion of coyotes (*Canis latrans*), threatens a remnant sub-population of caribou (*Rangifer tarandus*), in southeastern Québec. Canadian Field-Naturalist 109: 227-235.

Cringan, A.T. 1956. Some aspects of the biology of caribou and a study of the woodland caribou range of the Slate Islands, Lake Superior, Ontario. Maîtrise ès arts (zoologie), Univ. of Toronto.

Cronin, M., M. MacNeil et J. C. Patton. 2005. Variation in mitochondrial DNA and microsatellite DNA in caribou (*Rangifer tarandus*) in North America. Journal of Mammalogy 86:495-505.

Culling, D. et B. Culling. 2013. BC Boreal caribou implementation plan: 2012-13 collar deployment and late winter recruitment survey. Diversified Environmental Services, Fort St. John, BC. 29 p + annexes.

Cumming, H., D. Beange et G. Lavoie. 1996. Habitat partitioning between woodland caribou and moose in Ontario: the potential role of shared predation risk. Rangifer 9: 81-94.

Cumming, H. G. et B.T. Hyer. 1998. Experimental log hauling through a traditional caribou wintering area. Rangifer Special Issue No. 10: 241-258.

Dalerum, F., S. Boutin et J.S. Dunford. 2007. Wildfire effects on home range size and fidelity of boreal caribou in Alberta, Canada. Canadian Journal of Zoology 85: 26-32.

DeMars, C., C. Thiessen et S. Boutin. 2011. Assessing Spatial Factors Affecting Predation Risk to Boreal Caribou Calves: Implications for Management. University of Alberta and BC Ministry of Natural Resource Operations 1-35.

Dawe, K. L. 2011. Factors driving range expansion of white-tailed deer, *Odocoileus virginianus*, in the boreal forest of northern Alberta, Canada. Thèse de doctorat, University of Alberta, Edmonton, AB, Canada.

Decesare, N., W. Peters, C. Semeniuk, M. Musiani et M. Hebblewhite. 2012. Scaling up the role of predation in caribou declines in west-central Alberta (Redwillow, Narraway, Redrock Prairie Creek, A la Pêche and Little Smoky ranges). 2012 AUPRF project status update. Interim, internal report to the Petroleum Technology Alliance of Canada (PTAC).

Department of Natural Resources 2014a. Forestry statistics. Government of Newfoundland and Labrador. http://www.nr.gov.nl.ca/nr/forestry/statistics/commercial_production.html [consulté en août 2014].

Department of Natural Resources 2014b. Forest fire statistics. Government of Newfoundland and Labrador. http://www.nr.gov.nl.ca/nr/forestry/fires/fire_stats.html#Fire%20Reports [consulté en août 2014].

De Vos, A. et R.L. Peterson. 1951. A review of the status of woodland caribou (*Rangifer tarandus*) in Ontario. Journal of Mammalogy 32: 329-337.

Drew, M.L. et W.M. Samuel. 1986. Reproduction of the winter tick, *Dermacentor albipictus*, under field conditions in Alberta, Canada. Canadian Journal of Zoology 64: 714-721.

Duchesne, M., S.D. Côté et C. Barrette. 2000. Responses of woodland caribou to winter ecotourism in the Charlevoix Biosphere Reserve, Canada. Biological Conservation 96: 311-317.

Ducrocq, J. (et 12 coauteurs). 2012. Comparison of gross visual and microscopic assessment of four anatomic sites to monitor Besnoitia tarandi in barren-ground caribou (*Rangifer tarandus*). Journal of Wildlife Diseases 48: 732-738.

Ducrocq, J. (et 7 coauteurs). 2013. Variables associated with *Besnoitia tarandi* prevalence and cyst density in barren-ground caribou (*Rangifer tarandus*) populations. Journal of Wildlife Diseases 49: 29-38.

Dumont, A. 1993. Impact des randonneurs sur les caribous *Rangifer tarandus caribou* du parc de la Gaspésie. Mémoire de maîtrise, Université Laval. Québec (Québec).

Dumont, A. et M. Crête. 1996. The meningeal worm, *Parelaphostrongylus tenuis*, a marginal limiting factor for moose, *Alces alces*. Canadian Field-Naturalist 110: 413-418.

Dussault, C., V. Pinard, J.-P. Ouellet, R. Courtois et D. Fortin. 2012. Avoidance of roads and selection for recent cutovers by threatened caribou: fitness-rewarding or maladaptive behaviour? Proceedings of the Royal Society B 279: 4481-4488.

Dyer, S.J., J.P. O'Neill, S.M. Wasel et S. Boutin. 2001. Avoidance of industrial development by woodland caribou. Journal of Wildlife Management 65: 531-542.

Dyer, S. J., J.P. O'Neill, S.M. Wasel et S. Boutin. 2002. Quantifying barrier effects of roads and seismic lines on movements of female woodland caribou in northeastern Alberta. Canadian Journal of Zoology 80: 839-845.

Dyke, C. et M. Manseau. 2011. Characterization of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) calving habitat in the boreal plains and boreal shield ecozones of Manitoba and Saskatchewan. Rangifer 31(2):151.

Dzus, E. 2001. Status of the woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in Alberta. Edmonton, AB, Alberta Environment, Fisheries and Wildlife Management Division, and Alberta Conservation Association. Wildlife Status Report No. 30. 47 p.

Dzus, E., J. Ray, I. Thompson et C. Wedeles. 2010. Caribou and the National Boreal Standard: Report of the FSC Canada Science Panel. https://ca.fsc.org/preview.caribou-and-the-national-boreal-standard-report-of-the-fsc-canada-science-panel.a-498.pdf. 73 p.

Elder, Darren. Direction des espèces en péril, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. Correspondance par courriel adressée à G. Forbes, juin 2014.

Elkie, P. (et 8 coauteurs). 2009. Science and Information in support of the Forest Management Guide for Landscapes: Package Caribou Habitat Definitions, Habitat Tracts, Habitat Models and Simulation Results. Ontario Ministry of Natural Resources. Forest Policy Section.

Environment Canada. 2008. Scientific review for the identification of critical habitat for woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*), Boreal population, in Canada. E. Canada. Ottawa: 72 p. plus 180 p. d'annexes. (Également disponible en français : Environnement Canada. 2008. Examen scientifique aux fins de la désignation de l'habitat essentiel de la population boréale du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) au Canada. Environnement Canada, Ottawa. 80 p. + 192 p. d'annexes.)

Environment Canada. 2011. Scientific assessment to inform the identification of critical habitat for woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*), Boreal population, in Canada – 2011 Update. Environment Canada, Ottawa, 104 p + annexes. (Également disponible en français : Environnement Canada. 2011. Évaluation scientifique aux fins de la désignation de l'habitat essentiel de la population boréale du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) au Canada – Mise à jour 2011. Environment Canada, Ottawa, 116 p. + annexes.)

Environment Canada. 2012. Recovery strategy for the Woodland Caribou (*Rangifer tarandus caribou*), Boreal population in Canada. Species at Risk Act Recovery Strategy Series. Ottawa, ON, Environment Canada, 138 p. (Également disponible en français : Environnement Canada. 2012. Programme de rétablissement du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*), population boréale, au Canada. Série de Programmes de rétablissement de la *Loi sur les espèces en péril*. Ottawa (Ontario), Environnement Canada. xii + 152 p.)

Équipe de rétablissement du caribou de la Gaspésie. 2011. Bilan du rétablissement du caribou de la Gaspésie (*Rangifer tarandus caribou*) pour la période 1990-2009, ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Québec. 25 p.

Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec. 2008. Plan de rétablissement du caribou forestier (*Rangifer tarandus*) au Québec — 2005-2012. Québec (Québec), ministère de Ressources naturelles et de la Faune, 77 p.

Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec. 2010. Bilan intérimaire du Plan de rétablissement du caribou forestier (*Rangifer tarandus*) au Québec pour la période 2005-2010. Québec (Québec), ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 27 p. + annexes.

Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec. 2013. Plan de rétablissement du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) au Québec — 2013-2023. Québec (Québec), ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, 110 p.

Faille, G. (et 6 coauteurs). 2010. Range fidelity: The missing link between caribou decline and habitat alteration? Biological Conservation 143: 2840-2850.

Fall, A., M.-J. Fortin, M. Manseau et D. O'Brien. 2007. Spatial graphs: principles and application for habitat connectivity. Ecosystems 10: 448-461.

Ferguson, S.H. et P.C. Elkie. 2004. Seasonal movement patterns of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*). Journal of the Zoological Society of London 262: 125-134.

Festa-Bianchet, M., J.C. Ray, S. Boutin, S. Côté et A. Gunn. 2011. Conservation of caribou (*Rangifer tarandus*) in Canada: an uncertain future. Canadian Journal of Zoology 89: 419-434.

Fischer, L.A. et C.C. Gates. 2005. Competition potential between sympatric woodland caribou and wood bison in southwestern Yukon, Canada. Canadian Journal of Zoology 83: 1162-1173.

Fisher, J.T. et L. Wilkinson. 2005. The response of mammals to forest fire and timber harvest in the North American boreal forest. Mammal Review 35: 51-81.

Flagstad, Ø. et K.H. Røed. 2003. Refugial origins of reindeer (*Rangifer tarandus* L.) inferred from mitochondrial DNA sequences. Evolution 57: 658-670.

Flannigan, M. (et 4 coauteurs). 2005. Future area burned in Canada. Climatic Change 72:1-16.

Fortin, D. (et 7 coauteurs). 2013. Movement responses of caribou to human-induced habitat edges lead to their aggregation near anthropogenic features. The American Naturalist 181: 827-836.

Fortin, D., R. Courtois, P. Etcheverry, C. Dussault et A. Gingras. 2008. Winter selection of landscapes by woodland caribou: behavioural response to geographical gradients in habitat attributes. Journal of Applied Ecology 45: 1392-1400.

Fortin, D., C. (et 10 coauteurs). 2011. Partial harvesting in old-growth boreal forests and the preservation of animal diversity from ants to woodland caribou, *in* Woodlands: Ecology, Management and Conservation. E. B. Wallace, Nova Science Publishers.

Fournier, N. et R. Faubert. 2001. Évaluation du troupeau de caribous de la Gaspésie. Direction de la recherche sur la faune et Direction de l'aménagement de la faune de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, Société de la faune et des parcs du Québec, Sainte-Anne-des-Monts, Canada.

Gagnon, R. et H. Morin. 2001. Les forêts d'épinette noire du Québec: dynamique, pertubations et biodiversité. Le Naturaliste canadien 125: 26-35.

Galpern, P. et M. Manseau. 2013a. Modeling the influence of landscape connectivity on animal distribution: a functional grain approach. Ecography 36: 1-13.

Galpern, P. et M. Manseau. 2013b. Finding the functional grain: comparing methods for scaling resistance surface. Landscape Ecology 28: 1269-1281.

Galpern, P., M. Manseau et P. Wilson. 2012. Grains of connectivity: analysis at multiple spatial scales in landscape genetics. Molecular Ecology 21: 3996-4009.

Gamberg, M. 2004. Contaminants in Yukon moose and caribou – 2003. Prepared for Yukon Contaminants Committee, and Dept. Indian and Northern Affairs. Whitehorse, Yukon. 24 p.

Gaudry, W. 2013. Impact des structures anthropiques linéaires sur la sélection d'habitat du caribou, de l'ours noir et du coyote en Gaspésie. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, 113 p.

Geist, V. 1998. Deer of the World: Their Evolution, Behavior, and Ecology, Stackpole Books.

Geist, V. 2007. Defining subspecies, invalid taxonomic tools, and the fate of the woodland caribou. Rangifer Special Issue No. 17:25-28.

Georges, S., G. Rivard et G. Lemay. 1976. Détermination de l'aire de distribution du caribou (*Rangifer tarandus*) dans le Parc de la Gaspésie et ce en fonction de l'utilisation optimale de la matière ligneuse. Québec, Service de la faune, ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche.

Georges, S. 1976. A range extension of the coyote in Québec. Canadian Field-Naturalist 90: 78-79.

Gerhart, K.L., R.G. White, R.D. Cameron, D.E. Russell et D. van de Wetering. 1997. Pregnancy rate as an indicator of nutritional status in Rangifer: Implications of lactational infertility. Rangifer 17: 21-24.

Gingras, J. 2013. Condition corporelle et fécondité des orignaux de l'Est du Québec en réponse à la variation de la densité. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec (Québec). 61 p. + annexes.

Girard, Caroline. 2014. Présidente. Comité conjoint de chasse, de pêche et de piégeage, Montréal (Québec). Lettre adressée à Neil Jones, novembre 2011.

Gordon, B. 2003. Rangifer and man: An ancient relationship. Rangifer Special Issue No. 14: 15-28.

Gosse, J., L. Hermanutz, B. McLaren, P. Deering et T. Knight. 2011. Degradation of boreal forests by non-native herbivores in Newfoundland's National Parks: Recommendations for ecosystem restoration. Natural Areas Journal 31: 331-339.

Government of Manitoba 2014. Transportation systems planning and development. http://www.gov.mb.ca/mit/tspd/current.html [consulté en août 2014].

Government of Quebec 2014. Report on mineral activities in Quebec 2012. http://www.mern.gouv.qc.ca/english/publications/mines/publications/publication-2012-chapter1.pdf [consulté en août 2014]. (Également disponible en français : Gouvernement du Québec 2013. Rapport sur les activités minières au Québec, 2012. http://www.mern.gouv.qc.ca/publications/mines/publications/publication-2012-chapitre1.pdf.)

Grayson, D. et F. Delpeche. 2005. Pleistocene reindeer and global warming. Conservation Biology 19: 557-562.

Greenpeace 2010. Boreal refuge. http://www.greenpeace.org/canada/Global/canada/report/2010/5/Boreal_refuge/QC%20Intact%20Factsheet.pdf [consulté en août 2014]. (Également disponible en français : Greenpeace 2010. Refuge boréal. http://www.greenpeace.org/canada/Global/canada/report/2010/5/Boreal_refuge/REFUGE%20BOREAL%20feuillet%20fr.PDF.)

Guay, D. 1983. Histoires vraies de la chasse au Québec. Montréal, VLB Éditeur.

Gunn, A. et R.J. Irvine. 2003. Subclinical parasitism and ruminant foraging strategies - A review. Wildlife Society Bulletin 31: 117-126.

Gunn, A., D. Russell et J. Eamer. 2011. Northern caribou population trends in Canada. Canadian Biodiversity: Ecosystem Status and Trends 2010, Technical Thematic Report. Ottawa, ON, Canadian Council of Resource Ministers. 10: 71. (Également disponible en français : Gunn, A., D. Russell et J. Eamer. 2011. Tendances des populations de caribou des zones septentrionales du Canada. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport technique thématique no 10. Ottawa (Ontario), Conseils canadiens des ministres des ressources, 78 p.)

Gustine, D.D., K.L. Parker, R.J. Lay, M.P. Gillingham et D.C. Heard. 2006. Calf survival of woodland caribou in a multi-predator ecosystem. Wildlife Monographs 165: 1-32.

Hall, L. 1984. White-tailed Deer Ecology and Management. Stackpole Books, Harrisburg, PA. 870 p.

Harrington, F.H. et A.M. Veitch. 1991. Short-term impacts of low-level jet fighter training on Caribou in Labrador. *Arctic* 44(4):318-327.

Harrington, F.H. et A.M. Veitch. 1992. Calving Success of woodland caribou exposed to low-level jet fighter overflights. *Arctic*, 45(3): 213-218.

Hatter, I. W. et Bergerud, A.T. 1991. Moose recruitment, adult mortality, and rate of change. Alces 27: 65-73.

Hayes, R.D. (et 8 coauteurs). 2003. Experimental reduction of wolves in the Yukon: Ungulate responses and management implications. Wildlife Monographs 152: 1-35.

Hébert, I. 2012. The habitat preferences of Newfoundland woodland caribou across range components and scales: implications for management. Mémoire de maîtrise. Biological Sciences. Concordia University, Montréal.

Hébert, I. et R.B. Weladji. 2013. The use of coniferous forests and cutovers by Newfoundland woodland caribou. Forest Ecology and Management 291: 318-325.

Hervieux, D. (et 6 coauteurs). 2013. Widespread declines in woodland caribou (Rangifer tarandus caribou) continue in Alberta. Canadian Journal of Zoology 91:872-882.

Hervieux, D. (et 4 coauteurs). 2014. Managing wolves (*Canis lupus*) to recover threatened woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in Alberta. Canadian Journal of Zoology 92:1029-1037.

Hettinga, P.N. (et 5 coauteurs). 2012. Estimating size and trend of the North Interlake woodland caribou population using fecal-DNA and capture–recapture models. Journal of Wildlife Management 76: 1153-1164.

Hins, C., J.-P. Ouellet, C. Dussault et M.-H. St-Laurent. 2009. Habitat selection by forest-dwelling caribou in managed boreal forest of eastern Canada: Evidence of a landscape configuration effect. Forest Ecology and Management 257: 636-643.

Holt, R. D. 1977. Predation, apparent competition, and the structure of prey communities. Theoretical Population Biology 12: 197-229.

Humber, J., C. Doucet et C. Smith. 2009. Body condition of Newfoundland's woodland caribou: A factor in current population declines? Department of Environment and Conservation, Wildlife Division. 48 p. + 3 annexes.

Hummel, M. et J. C. Ray. 2008. Caribou and the North - A shared future. Toronto, ON, Dundurn Press.

Huntington, H. P., S. Fox, F. Berkes, I. Krupnik et *et al.* 2005. The changing Arctic: Indigenous perspectives. Pages 61-98 *in* Arctic Climate Impact Assessment (ACIA). Cambridge University Press, Cambridge.

IUCN. 2008. IUCN Red List. http://www.iucnredlist.org/details/29742/0 [consulté le 21 février 2013.

IUCN Standards and Petitions Subcommittee. 2013. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 10.1. Prepared by the Standards and Petitions Subcommittee. http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf.

James, A.R.C. et A.K. Stuart-Smith. 2000. Distribution of caribou and wolves in relation to linear corridors. Journal of Wildlife Management 64: 154-159.

James, A.R.C., S. Boutin, D.M. Hébert et A.B. Rippin. 2004. Spatial separation of caribou from moose and its relation to predation by wolves. Journal of Wildlife Management 68: 799-809.

Johnson, C.J. (et 6 coauteurs). 2005. Cumulative effects of human developments on arctic wildlife. Wildlife Monographs: 1-36.

Johnson, C.J., K.L. Parker, D.C. Heard et D.R. Seip. 2004. Movements, foraging habits, and habitat use strategies of northern woodland caribou during winter: Implications for forest practices in British Columbia. BC Journal of Ecosystems and Management 5: 22-35.

Johnson, D. (et 5 coauteurs). 2010. Serum biochemistry, serology, and parasitology of boreal caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in the Northwest Territories, Canada. Journal of Wildlife Diseases 46:1096-1107.

Joro Consultants inc. 2011. Bipole III Transmission Project - Caribou Technical report - Manitoba Hydro. 179 p. + 3 annexes.

Kays, R.W., M.E. Gompper et J.C. Ray. 2008. Landscape ecology of eastern coyotes based on large-scale estimates of abundance. Ecological Applications 18: 1014-1027.

Kelly, A. et K. Cox. 2011. Boreal Caribou Progress Report: Hay River Lowlands and Cameron Hills Study Areas, 2008-2010. Dept. Environment and Natural Resources, Govt. Northwest Territories, Fort Smith, NT. 29 p.

Kelsall, J.P. 1968. The migratory barren-ground caribou of Canada. Ottawa, ON, Queen's Printer.

Klütsch, C.F.C., M. Manseau et P.J. Wilson. 2012. Phylogeographical analysis of mtDNA data indicates postglacial expansion from multiple glacial refugia in woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*). PLoS ONE 7: e52661.

Koper, K. et M. Manseau. 2009. Generalized estimating equations and generalized linear mixed-effects models for modeling resource selection. Journal of Animal Ecology 46: 590-599.

Krawchuk, M., S, Cumming et M. Flannigan. 2009. Predicted changes in fire weather suggests increases in lightning fire initiation and future area burned in the mixedwood boreal forest. Ambio 92:83-97.

Kutz, S. J. Faculty of Veterinary Medicine. University of Calgary, Calgary (Alberta). Communication personnelle adressée à G. Forbes, août 2014.

Kutz, S.J. (et 6 coauteurs). 2009. The Arctic as a model for anticipating, preventing, and mitigating climate change impacts on host-parasite interactions. Veterinary Parasitology 163: 217-228.

Laliberte, A.S. et W.J. Ripple. 2004. Range contractions of North American carnivores and ungulates. Bioscience 54: 123-138.

Lalonde, M. 2014. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Sainte-Anne-des-Monts (Québec). Échanges de vive voix et correspondance par courriel adressée à G. Forbes, juillet-septembre 2014.

Lalonde, M. 2013. Inventaire aérien de la population de caribou de la Gaspésie (*Rangifer tarandus caribou*), automne 2013, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Sainte-Anne-des-Monts (Québec). 20 p.

Lalonde, M. et J. Michaud. 2013. Inventaire aérien de la population de caribou de la Gaspésie (*Rangifer tarandus caribou*), automne 2012. Ministère des Ressources naturelles, Sainte-Anne-des-Monts (Québec). 19 p.

Lamoureux, J., A. Pelletier, M. Bélanger et C. Larocque. 2007. Inventaire aérien de l'orignal dans les réserves fauniques de Matane et de Dunière à l'hiver 2007. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Rimouski (Québec). 30 p.

Lankester, M.W. et D. Fong. 1998. Protostrongylid nematodes in caribou (*Rangifer tarandus caribou*) and moose (*Alces alces*) of Newfoundland. Rangifer Special Issue No. 10: 73-83.

Lankester, M.W. et S. Luttich. 1988. *Fascioloides magna* (Trematoda) in woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) of the George River sub-population, Labrador. Canadian Journal of Zoology 66: 475-479.

Lantin, É., P. Drapeau, M. Paré et Y. Bergeron. 2003. Preliminary assessment of habitat characteristics of woodland caribou calving areas in the Claybelt region of Québec and Ontario, Canada. Rangifer Special Issue 14:247–254.

Larter, N. C. et D. G. Allaire. 2014. Dehcho Boreal Caribou Study Progress Report, April 2014. Fort Simpson, Dept. Environment and Natural Resources, Govt. Northwest Territories, Fort Simpson, NT. 35 p.

Latham, A.D.M., M.C. Latham, M.S. Boyce et S. Boutin. 2011a. Movement responses by wolves to industrial linear features and their effect on woodland caribou in northeastern Alberta. Ecological Applications 21: 2854-2865.

Latham, A.D.M., M.C. Latham, N.A. McCutchen et S. Boutin. 2011b. Invading white-tailed deer change wolf-caribou dynamics in northeastern Alberta. Journal of Wildlife Management 75: 204-212.

Leblond, M., C. Dussault et J.-P. Ouellet. 2013a. Avoidance of roads by large herbivores and its relation to disturbance intensity. Journal of Zoology 289: 32-40.

Leblond, M., C. Dussault et J.-P. Ouellet. 2013b. Impacts of human disturbance on large prey species: Do behavioral reactions translate to fitness consequences? PLos ONE 8: e73695.

Leblond, M. (et 5 coauteurs). 2011. Assessing the influence of resource covariates at multiple spatial scales: an application to forest-dwelling caribou faced with intensive human activity. Landscape Ecology 26: 1433-1446.

Leblond, M., C. Dussault et M.-H. St-Laurent (2014). Development and validation of an expert-based habitat suitability model to support boreal caribou conservation. Biological Conservation 177: 100-108.

Leclerc, M., C. Dussault et M.-H. St-Laurent. 2012. Multi-scale assessment of the impacts of roads and cutovers on calving site selection in woodland caribou. Forest Ecology and Management 286: 59-65.

Leclerc, M., C. Dussault et M.-H. St-Laurent. 2014. Behavioural strategies towards human disturbances explain individual performance in woodland caribou. *Oecologia 176:297-306.*

Le Goff, H., M. Flannigan et Y. Bergeron. 2009. Potential changes in monthly fire risk in the eastern Canadian boreal forest under future climate change. Canadian Journal of Forest Research 39: 2369-2380.

Lee, P.G. 2012. Canada's woodland caribou: Industrial disturbances in their ranges and implications for their survival. Global Forest Watch Canada International Year of Sustainable Energy, Publication 1. Edmonton. 13 p. ISBN 978-0-9867907-9-9.

Lesmerises, F. 2012. Analyses de viabilité de la population de caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) de la Gaspésie. Rimouski (Québec). 34 p.

Lesmerises, R., J.-P. Ouellet, C. Dussault et M.-H. St-Laurent. 2013. The influence of landscape matrix on isolated patch use by wide-ranging animals: conservation lessons for woodland caribou. Ecology and Evolution 3: 2880-2891.

Lewis, K. P., S. Gullage, D. Fifield, D. Jennings et S. Mahoney. 2014. Experimental manipulations of black bear (*Ursus americanus*) and eastern coyote (*Canis latrans*) to improve caribou calf survival in southern Newfoundland 2008–2013. Technical Bulletin No. 010. Sustainable Development and Strategic Science. Department of Environment and Conservation, Newfoundland, Canada. 52 p.

Lewis, K. P. et S. Mahoney. 2014. Caribou survival, fate, and cause of mortality in Newfoundland: a summary and analysis of the patterns and causes of caribou survival and mortality in Newfoundland during a period of rapid population decline (2003-2012). Technical Bulletin No. 009, Sustainable Development and Strategic Science. Government of Newfoundland and Labrador, St. John's, NL. 62 p.

L'Italien, L. (et 5 coauteurs). 2012. Mating group size and stability in reindeer, Rangifer tarandus: the effects of male characteristics, sex ratio, and male age structure. Ethology 118:783-792.

Losier, C. 2013. Les réponses fonctionnelles dans la sélection de l'habitat influençant la survie du caribou forestier en forêt boréale. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec (Québec).

Macbeth, B. (et 5 coauteurs). 2014. The role of health in management and conservation of Boreal Caribou herds in northeastern British Columbia. Poster presentation. 15th North American Caribou Conference. May 2014, Whitehorse, YK.

Mackenzie Valley Review Board. 2013. Fortune NICO Mine. Report of Environmental Assessment and Reasons for Decision. http://www.reviewboard.ca/upload/project_document/EA0809-004_NICO_Report_of_EA_and_Reasons_for_Decision_corrected.PDF [consulté en July 2014].

Mahant, S.P. 2013. Effects of snowmobile trails on woodland caribou habitat selection in Gros Morne National Park. Honours thesis, Trent University, Peterborough, Canada.

Mahoney, S.P. (et 4 coauteurs). 2001. Caribou reactions to provocation by snowmachines in Newfoundland. Rangifer 21:35-43.

Mahoney, S.P. et J.A. Schaefer. 2002a. Hydro-electric development and the disruption of migration in caribou. Biological Conservation 107: 147-153.

Mahoney, S.P. et J.A. Schaefer. 2002b. Long-term changes in demography and migration of Newfoundland caribou. Journal of Mammalogy 83: 957-963.

Mahoney, S. et J.A. Schaefer. 2011. Three decades of habitat selection by Newfoundland caribou. Peterborough, ON. 19 p.

Mahoney, S.P. et J.A. Virgl. 2003. Habitat selection and demography of a nonmigratory woodland caribou population in Newfoundland. Canadian Journal of Zoology 81: 321-334.

Mahoney, S.P. et J.N. Weir. 2009. Caribou data synthesis – Progress report – Overview of the status of woodland caribou in insular Newfoundland: Research methodology, results, interpretations and future projections. St. John's, NL, Sustainable Development and Strategic Science, Gov. of Newfoundland and Labrador.

Mahoney, S.P. (et 4 coauteurs). 2011. Morphological change in Newfoundland caribou: Effects of abundance and climate. Rangifer 31:21-34.

Manitoba Government. 2006. Manitoba's Conservation and Recovery Strategy for Boreal Woodland Caribou (*Rangifer tarandus caribou*). 20 p.

Manitoba Boreal Woodland Caribou Management Committee. 2014. Conserving the Icon of the Boreal, Manitoba's Boreal Woodland Caribou (*Rangifer tarandus caribou*) Recovery Strategy. Manitoba Conservation and Water Stewardship. Winnipeg, Manitoba. 20 p. (Également disponible en français : Gouvernement du Manitoba. 2006. Stratégie de conservation et de rétablissement du caribou des bois boréal du Manitoba (*Rangifer tarandus caribou*). 20 p.)

Mayor, S.J., J.A. Schaefer, D.C. Schneider et S.P. Mahoney. 2007. Spectrum of scale selection: new approaches to detecting the scale-dependent response to habitat. Ecology 88: 1634-1640.

Mayor, S.J., J.A. Schaefer, D.C. Schneider et S.P. Mahoney. 2009. The spatial structure of habitat selection: A caribou's-eye-view. Acta Oecologica 35:253-260.

McCarthy, S.C., R.B. Weladji, C. Doucet et P. Saunders. 2011. Woodland caribou calf recruitment in relation to calving/post-calving landscape composition. Rangifer 31: 35-47.

McCollough, M. et B. Connery. 1991. An attempt to reintroduce woodland caribou to Maine 1986-1990. Final Report. Maine Caribou Project, 1986-1990. Orono: University of Maine.

McCutchen, N.A. 2006. Factors affecting caribou survival in northern Alberta: the role of wolves, moose and linear features. Thèse de doctorat, Univ. of Alberta, Edmonton, AB.

McDevitt, A. (et 7 coauteurs). 2009. Survival in the Rockies of an endangered hybrid swarm from diverged caribou (*Rangifer tarandus*) lineages. Molecular Ecology 18: 665-679.

McDonald, M., L. Arragutainaq et Z. Novalinga. 1997. Voices from the Bay: Traditional Ecological Knowledge of Inuit and Cree in the James Bay Bioregion. Ottawa, Ontario.

McEwan, E. H. et P. E. Whitehead. 1972. Reproduction in female reindeer and caribou. Canadian Journal of Zoology 504: 3-46.

McLaren, B.E., B.A. Roberts, N. Djan-Chékar et K.P. Lewis. 2004. Effects of overabundant moose on the Newfoundland landscape. Alces 40: 45-59.

McLoughlin, P.D., E. Dzus, B. Wynes et S. Boutin. 2003. Declines in populations of woodland caribou. Journal of Wildlife Management 67: 755-761.

McRae, D.J., L.C. Duchesne, B. Freedman, T.J. Lynham et S. Woodley 2001. Comparisons between wildfire and forest harvesting and their implications in forest management. Environmental Reviews 9: 223-260.

Mercer, E., S.P. Mahoney, K. Curnew et C. Finlay. 1985. Distribution and abundance of insular Newfoundland caribou and the effects of human activities. Proceedings of the Second North American Caribou Workshop, (Meredith, T.C. et Martell, A.M., eds.), Val Morin, Québec. McGill Subarctic Res. Paper 40: 15-32.

Miller, A.M. 2010. Living with Boreal Forest Fires: Anishinaabe Perspectives on Disturbance and Collaborative Forestry Planning, Pikangikum First Nation, Northwestern Ontario. University of Manitoba, Winnipeg, Manitoba.

Mitchell, G.B. (et 7 coauteurs). 2012. Experimental oral transmission of Chronic Wasting Disease to reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*). PLoS ONE 7: e39055.

Moisan, G. 1958. Le caribou de la Gaspésie. Extrait du Naturaliste canadien No 83: 225-234, 262-274, No 84: 5-27. Québec (Québec). 83, 84: 225-234, 262-274, 225-227.

Moreau, G., D. Fortin, S. Couturier et T. Duchesne. 2012. Multi-level functional responses for wildlife conservation: the case of threatened caribou in managed boreal forests. Journal of Applied Ecology 49: 611–620.

Mosnier, A., D. Boisjoly, R. Courtois et J.-P. Ouellet. 2008a. Extensive predator space use can limit the efficacy of a control program. Journal of Wildlife Management 72: 483-491.

Mosnier, A., J.-P. Ouellet et R. Courtois. 2008b. Black bear adaptation to low productivity in the boreal forest. Écoscience 15: 485-497.

Mosnier, A., J.-P. Ouellet, L. Sirois et N. Fournier. 2003. Habitat selection and home-range dynamics of the Gaspé caribou: a hierarchical analysis. Canadian Journal of Zoology 81: 1174-1184.

Müller, D. (et 4 coauteurs). 2010. Relevance of management and feeding regimens on life expectancy in captive deer. American Journal of Veterinary Research 71:275-280.

Nagy, J. 2011. Use of space by caribou in northern Canada. Thèse de doctorat, Biological Sciences, University of Alberta.

Nagy, J.A. (et 8 coauteurs). 2011. Subpopulation structure of caribou (*Rangifer tarandus* L.) in arctic and subarctic Canada. Ecological Applications 21: 2334-2348.

Nalcor 2013. Lower Churchill Hydroelectric Generation Project. http://muskratfalls.nalcorenergy.com/wp-content/uploads/2013/03/Plain-Lang-Summary-ENG-HI-RES.pdf [consulté en août 2014].

Nalcor (sans date). Red wine mountain caribou habitat suitability modeling. http://ceaa-acee.gc.ca/050/documents/48786/48786F.pdf [consulté en août 2014].

NatureServe. 2013. NatureServe Explorer: An online encyclopedia of life [en ligne]. Version 7.1. NatureServe, Arlington, Virginia. http://www.natureserve.org/explorer [consulté le 28 octobre 2013].

Newfoundland and Labrador Government. 2012. 2012-2013 Hunting and Trapping Guide. Department of Environment and Conservation, Wildlife Division. St. John's, NL www.env.gov.nl.ca/env/publications/wildlife.

Northern Miner 2014. Quebec government relaunches Plan Nord. June 18, 2014. http://www.northernminer.com/news/quebec-relaunches-plan-nord/1003103496/ [consulté en août 2014].

NT Species at Risk Committee. 2012. Species status report Boreal caribou (*Rangifer tarandus caribou*) - Threatened December 2012. Government of the NT, Yellowknife, NT. 148 p.

NT Department of Environment and Natural Resources. 2010. Action Plan - Boreal Woodland caribou conservation in the Northwest Territories 2010-2015. Yellowknife, NT, NT Dept. of Environment and Natural Resources.

O'Brien, D., M. Manseau, A. Fall et M.-J. Fortin. 2006. Testing the importance of spatial configuration of winter habitat for woodland caribou: An application of the graph theory. Biological Conservation 130: 70-83.

O'Flaherty, R.M., I. Davidson-Hunt et M. Manseau. 2007. Keeping woodland caribou in the Whitefeather Forest. Edmonton, Alberta. SFM Network, University of Alberta. (Également disponible en français : O'Flaherty, R.M., I. Davidson-Hunt et M. Manseau. 2007. Maintenir le caribou forestier (ahtik) dans la forêt Whitefeather. Edmonton (Alberta). Réseau GDF, Université de l'Alberta.)

Ontario Woodland Caribou Recovery Team. 2008. Woodland Caribou (*Rangifer tarandus caribou*) (Forest-dwelling, Boreal Population) in Ontario. Queen's Printer, Toronto, ON. 93 p.

Ontario Ministry of Natural Resources. 2009. Ontario's Woodland Caribou Conservation Plan. Queen's Printer, Toronto, ON. 24 p. (Également disponible en français : Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. 2009. Plan de protection du caribou des bois en Ontario. Imprimeur de la Reine, Toronto (Ontario). 24 p.)

Ontario Ministry of Natural Resources. 2012. Ontario's Woodland Caribou Conservation Plan Progress Report Winter 2012. Queen's Printer, Toronto, ON. 17 p.

Ontario Ministry of Natural Resources. 2013a. General habitat description of the forest-dwelling woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*). Species at Risk Branch, Peterborough, Ontario. 15 p. http://files.ontario.ca/environment-and-energy/species-at-risk/mnr_sar_ghd_car_en.pdf [consulté le 24 juillet 2014]. (Également disponible en français : Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. 2013a. Description de l'habitat général du caribou des bois (population boréale sylvicole) (*Rangifer tarandus caribou*). Direction des espèces en péril, Peterborough (Ontario). 14 p. http://files.ontario.ca/environment-and-energy/species-at-risk/mnr_sar_ghd_car_fr.pdf.)

Ontario Ministry of Natural Resources. 2013b. Range Management Policy in Support of Woodland Caribou Conservation and Recovery. Ontario Ministry of Natural Resources, Species at Risk Branch, Peterborough, Ontario. 24 p.

Ontario Ministry of Natural Resources. 2014. State of Woodland Caribou Resources Report (DRAFT). Ontario Ministry of Natural Resources, Species at Risk Branch, Peterborough, Ontario. 172 p.

Ouellet, J.-P., J. Ferron et L. Sirois. 1996. Space and habitat use by the threatened Gaspé caribou in southeastern Québec. Canadian Journal of Zoology 74: 1922–1933.

Pardy- Moores, Shelley. Department of Environment and Conservation, Corner Brook, NFL. Correspondance par courriel adressée à G. Forbes, août 2014.

Parisien, M.A., L. Sirois et M. Babeau. 2004. Distribution and dynamics of jack pine at its longitudinal range limits in Québec. Proceedings of the 22nd Tall Timbers Fire Ecology Conference, 1999, Kananaskis.

Parker, K.L., Barboza, P.S. et Stephenson, T.R. 2005. Protein conservation in female caribou (*Rangifer tarandus*): effects of decreasing diet quality during winter. Journal of Mammalogy 86(3): 610-622.

Parmesan, C. et G. Yohe. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. Nature 421: 37-42.

Peek, J, 2007. Habitat requirements. p. 351-376 *in* Ecology and Management of North American Moose. A. Franzmann and C. Schwartz (eds.). University of Colorado Press, CO. 733 p.

Peek, J. (et 9 coauteurs). 2012. Management of Large Mammalian Carnivores in North America. The Wildlife Society Technical Review 12-1. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, USA.

Peters, W., M. Hebblewhite, N. DeCesare, F. Cagnacci et M. Musiani. 2013. Resource separation analysis with moose indicates threats to caribou in human altered landscapes. Ecography 36: 487-498.

Pickles, R. (et 4 coauteurs). 2013. Predicting shifts in parasite distribution with climate change: a multitrophic level approach. Global Change Biology 19 :2645-2654.

Pilgrim, B., E. Perry et D. Marshall. 2012. Species Identification of the Bonavista Canid Collected 12 March 2012 on the Island of Newfoundland. Final Report for the Department of Environment and Conservation, St. John's, NL.

Pilon, E. 1997. Bilan du contrôle de prédateurs effectué de 1990 à 1996 dans le cadre du plan de soutien du caribou (*Rangifer tarandus*) du parc de la Gaspésie. Société de la faune et des parcs du Québec, Sainte-Anne-des-Monts (Québec).

Pinard, V., C. Dussault, J.-P. Ouellet, D. Fortin et R. Courtois. 2012. Calving rate, calf survival rate, and habitat selection of forest-dwelling caribou in a highly managed landscape. Journal of Wildlife Management 76: 189-199.

Pitt, W.C. et P.A. Jordan. 1994. A survey of the nematode parasite Parelaphostrongylus tenuis in the white-tailed deer, Odocoileus virginianus, in a region proposed for caribou, Rangifer tarandus caribou, re-introduction in Minnesota. Canadian Field-Naturalist 108(3):341-346.

Popp, J., J. Schaefer et F. Mallory. 2011. Female site fidelity of the Mealy Mountain caribou sub-population in Labrador. Rangifer 19:87-95.

Ministère des Ressources naturelles du Québec. 2013. Plan d'aménagement forestier de l'aire de fréquentation du caribou de la Gaspésie. 3^{e} édition. 2013-2018. 36 p.

Racey, G.D. et T. Armstrong. 2000. Woodland caribou range occupancy in northwestern Ontario: past and present. Rangifer Special Issue 12:173-184.

Racey, G.D. et A.A. Arsenault. 2007. In search of a critical habitat concept for woodland caribou, boreal population. Rangifer Special Issue No. 17: 29-37.

Racey, G., A. Harris et R. Foster. 1996. Caribou winter habitat in the new forest: lessons from Lucy Lake. OMNR NWST Technical Report TR-103. OMNR Queen's Printer for Ontario.

Racey, G., E. McCaul, R. Hartley, C. Leale et M. Rose. 2010. Caribou in the new forest: lessons from Castlewood Lake. OMNR NWST Technical Report TR-144. OMNR Queen's Printer for Ontario.

Randell, H., J.N. Weir, J.G. Luther et S.P. Mahoney. 2012. Population projections of Newfoundland caribou using Population Viability Analysis. St. John's, NL, Sustainable Development and Strategic Science, Gov. of Newfoundland and Labrador, Technical Bulletin No. 4.

Rasiulis, A.L., I. Schmelzer et C.G. Wright. 2012. The effect of temporal sampling regime on the characterization of home range for female boreal woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in Labrador, Canada. Rangifer Special Issue No. 20: 227-239.

Renaud, L.-A., M. Leblond, D. Beauchesne et M.-H. St-Laurent. 2010. Synthèse des connaissances relatives aux impacts du réseau routier sur l'écologie du caribou forestier. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec: 21 p.

Renaud, L.-A. 2012. Impacts de l'aménagement forestier et des infrastructures humaines sur les niveaux de stress du caribou forestier. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski.

Resource Clips 2014. Quebec Liberals revive Plan Nord infrastructure and development program. June 6 2014. http://resourceclips.com/2014/06/06/quebec-liberals-revive-plan-nord-infrastructure-and-development-program/ [consulté en août 2014].

Rettie, W.J. et F. Messier. 1998. Dynamics of woodland caribou populations at the southern limit of their range in Saskatchewan. Canadian Journal of Zoology 76: 251-259.

Rettie, W.J. et F. Messier. 2000. Hierarchical habitat selection by woodland caribou: its relationship to limiting factors. Ecography 23: 466-478.

Rettie, W.J. et F. Messier. 2001. Range use and movement rates of Woodland Caribou in Saskatchewan. Can. J. Zool. 79:1933–1940.

Rivard, G. 1978. Étude du caribou de la Gaspésie en considérant l'habitat. Québec, ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche.

Rodgers, A.R. (et 5 coauteurs). 2009. Forest-dwelling woodland caribou in Ontario: Candidate study areas report. Information paper CNFER IP-004. Thunder Bay, Ontario, Ontario Ministry of Natural Resources, Centre for Northern Forest Ecosystem Research: 49 p.

Røed, K.H., M. Ferguson, M. Crête et A.T. Bergerud. 1991. Genetic variation in transferrin as a predictor for differentiation and evolution of caribou from eastern Canada. Rangifer 11: 65-74.

Rose, M. et G. Racey. 2010. Caribou in the new forest: Lessons from South Allely lake and 20 years of caribou habitat management in the English River Forest. OMNR DRAFT NWST Technical Report TR-145. OMNR Queen's Printer for Ontario.

Rudolph, T.D. 2011. Mouvements et sélection d'habitat lors des déplacements printaniers du caribou (*Rangifer tarandus caribou*) dans le Nord-du-Québec. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, Montréal.

Rudoplh, T. et P. Drapeau. 2012. Using movement behaviour to define biological seasons for woodland caribou. Rangifer 20:295-307.

Rudolph, T.D., P. Drapeau, M.-H. St-Laurent et L. Imbeau. 2012. Status of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in the James Bay region of Northern Québec. Report presented to the Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune du Québec and the Grand Council of the Crees (Eeyou Istchee), Montréal, Qc 72 p. (Également disponible en français : Rudolph, T.D., P. Drapeau, M.-H. St-Laurent et L. Imbeau. 2012. Situation du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) sur le territoire de la baie James dans la région Nord-du-Québec. Rapport présenté au ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec et au Grand conseil des Cris (Eeyou Istchee), Montréal (Québec). 77 p.)

Russell, W. 2011. Labrador Boreal caribou Aboriginal Traditional Knowledge gathering workshop - Final Report. NunatuKavut Community Council inc. 23 p. + 23 annexes.

Saganash, N. 2013. Woodland Caribou (Boreal Population). Fostering community involvement in the acquisition of knowledge and conservation planning. Activity Report 2012-2013. Cree Regional Authority, Montreal. 90 p.

Sahtu Renewable Resources Board. 2010. Boreal caribou Traditional Knowledge collection study - The Sahtu settlement area. Tulita, NT, Sahtu Renewable Resources Board.

Samuel, W.M. 2004. White as a ghost: Winter ticks and moose. Natural History Series, Volume 1, Federation of Alberta Naturalists, Edmonton, Alberta. 100 p.

Saskatchewan Environment. 2014. Woodland caribou. http://www.environment.gov.sk.ca/woodlandcaribou [consulté en août 2014].

Saunders, P. 2007. Guidelines for the protection of caribou and caribou calves in or around forest harvesting operations. Dept. Environment and Conservation, Wildlife Division.

Schaefer, J.A. 2003. Long-term range recession and the persistence of caribou in the taiga. Conservation Biology 17: 1435-1439.

Schaefer, J.A. et S.P. Mahoney. 2007. Effects of progressive clearcut logging on Newfoundland caribou. Journal of Wildlife Management 71: 1753-1757.

Schaefer, J.A. et S.P. Mahoney. 2013. Spatial dynamics of the rise and fall of caribou (*Rangifer tarandus*) in Newfoundland. Canadian Journal of Zoology 91: 767-774.

Schaefer, J.A. et W.O.J. Pruitt. 1991. Fire and Woodland Caribou in Southeastern Manitoba. Wildlife Monographs 116: 3-39.

Schaefer, J.A., A.M. Veitch, F.H. Harrington, W.K. Brown, J.B. Theberge et S.N. Luttich. 1999. Demography of decline of the Red Wine Mountains caribou sub-population. Journal of Wildlife Management 63: 580-587.

Schaefer, J.A., A.M. Veitch, F.H. Harrington, W.K. Brown, J.B. Theberge et S.N. Luttich. 2001. Fuzzy structure and spatial dynamics of a declining woodland caribou *population. Oecologia 126:* 507-514.

Schaefer, J.A. et C.C. Wilson. 2002. The fuzzy structure of populations. Canadian Journal of Zoology 80: 2235-2241.

Schaefer, J. A., C. Bergman et S. Luttich. 2000. Site fidelity of female caribou at multiple spatial scales. Landscape Ecology 15:731-739.

Schmelzer, I. Dept. of Environment & Conservation, Wildlife Division, Corner Brook, NL. Correspondance par courriel adressée à G. Forbes, août 2014.

Schmelzer, I. 2014. Range use, life history and trends in abundance of forest-dwelling threatened caribou populations in Labrador: An overview. Wildlife Division, Dept. of Wildl. and Conserv., Newfoundland and Labrador Gov. 24 p.

Schmelzer, I. 2013. Survival, recruitment and population trajectory for Lac Joseph and Red Wine Mountain caribou sub-populations - A compilation to inform the COSEWIC Review process November 2012. Newfoundland and Labrador Gov., Department of Environment and Conservation, Corner Brook, NL.

Schmelzer, I. (et 15 coauteurs). 2004. Recovery strategy for three woodland caribou sub-populations (*Rangifer tarandus caribou*; Boreal population) in Labrador. Department of Environment and Conservation, Corner Brook. Newfoundland and Labrador.

Schneider, R.R., G. Hauer, W. Adamowicz et S. Boutin. 2010. Triage for conserving populations of threatened species: the case of woodland caribou in Alberta. Biological Conservation 143: 1603-1611.

Schramm, N. et N. Krogman. 2001. Final project report: 2001-2008 Caribou Mountain critical wildlife habitat and traditional ecological knowledge study. Sustainable Forest Management Network. Edmonton, AB.

Shuter, Jennifer. Centre de recherches sur l'écosystème des forêts du Nord, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. Correspondance par courriel adressée, juin 2014.

Shuter, J.L. et A.R. Rodgers. 2010. Delineating demographic units of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in Ontario: cautions and insights. Rangifer Special Issue 20: 159-181.

Sleep, D.J. et C. Loehle. 2010. Validation of a demographic model for woodland caribou. Journal of Wildlife Management 74: 1508-1512.

Smith, K.G., E.J. Ficht, D. Hobson, T.C. Sorensen et D. Hervieux. 2000. Winter distribution of woodland caribou in relation to clear-cut logging in west-central Alberta. Canadian Journal of Zoology 78: 1433-1440.

Smith, K. et L. Pittaway. 2011. Little Smoky woodland caribou calf survival enhancement project. Rangifer Special Issue No. 19: 97-102.

Sommer, R.S. (et 5 coauteurs). 2011. When the pond turtle followed the reindeer: effect of the last extreme global warming event on the timing of faunal change in Northern Europe. Global Change Biology 17: 2049-2053.

Sorensen, T. (et 6 coauteurs). 2008. Determining sustainable levels of cumulative effects for boreal caribou. Journal of Wildlife Management 72: 900-905.

Soulliere, C. et S. Mahoney. 2014. Food habits of Newfoundland caribou. Draft report. Newfoundland and Labrador Department of Environment and Conservation. St. John's, NL.

St-Laurent, Martin-Hugues. Université du Québec à Rimouski, Rimouski (Québec). Correspondance par courriel adressée à G. Forbes, juin 2014.

St-Laurent, M.-H. et C. Dussault. 2012. The reintroduction of boreal caribou as a conservation strategy: A long-term assessment at the southern range limit. Rangifer Special Issue No. 20: 127-138.

St-Laurent, M.-H., J.-P. Ouellet, A. Mosnier, D. Boisjoly et R. Courtois. 2009. Le parc national de la Gaspésie est-il un outil de conservation efficace pour maintenir une population menacée de caribou? Le Naturaliste canadien 133: 6-14.

St-Martin, G. 1987. The ecology of eastern-central Quebec and western Labrador caribou populations as it relates to proposed road development. Mémoire de maîtrise, University of Waterloo, Waterloo, Ontario.

Stone, I., J.-P. Ouellet, L. Sirois, M.J. Arseneau et M.-H. St-Laurent. 2008. Impacts of silvicultural treatments on arboreal lichen biomass in balsam fir stands on Québec's Gaspé Peninsula: Implications for a relict caribou sub-population. Forest Ecology and Management 28: 2733-2742.

Stuart-Smith, A.K., C.J. Bradshaw, S. Boutin, D.M. Hébert et A.B. Rippin. 1997. Woodland caribou relative to landscape patterns in northeastern Alberta. Journal of Wildlife Management 61: 622-633.

Tapscott, B. 2011. Chronic Wasting Disease - Fact sheet. Ontario Ministry of Agriculture and Food. 7 p. (Également disponible en français : Tapscott, B. 2011. Maladie débilitante chronique – Fiche technique. Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales. 7 p.)

Thiessen, C. 2009. Peace Region Boreal caribou monitoring: Annual report 2008-09. Ministry of Environment, Fort St-John, BC. 27 p + annexes.

Thomas, D., S. Barry et G. Alaie. 1995. Fire-caribou-winter range relationships in northern Canada. Rangifer 16:57-67.

Thomas, D. C. et H. Kiliaan. 1998. Fire-caribou relationships: (II) Fecundity and physical condition of the Beverly sub-population. Technical Report Series. Edmonton, AB, Canadian Wildlife Service, Prairie and Northern Region. 310: 96.

Thompson, I.D., M.D. Flannigan, B.M. Wotton et R. Suffling. 1998. The effects of climate change on landscape diversity: an example in Ontario forests. Environmental Monitoring and Assessment 49: 213-233.

Tremblay-Gendron, S. 2012. Influence des proies sur le déplacement d'un prédateur : étude du système loup-orignal-caribou. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski. Rimouski (Québec). 68 p.

Trindade, M., F. Norman, K.P. Lewis, S.P. Mahoney, J. Weir et C. Soulliere. 2011. Caribou Calf Mortality Study. A summary and analysis of the patterns and causes of caribou calf mortality in Newfoundland during a period of rapid population decline: 2003-2007. Gov. of Newfoundland and Labrador, Technical Bulletin No. 2, St. John's, NL.

Turcotte, C. (et 5 coauteurs). 2007. Plan d'aménagement de l'aire du caribou de la Gaspésie (*Rangifer tarandus caribou*), 2e édition. Sainte-Anne-des-Monts (Québec), ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec: 85 p.

USask. 2014. U of S to lead $2 million study of woodland caribou in northern Saskatchewan. http://words.usask.ca/news/2014/04/25/u-of-s-to-lead-2-m-study-of-woodland-caribou-in-northern-saskatchewan/ [consulté le 28 juillet 2014].

Vistnes, I. et C. Nellemann. 2008. The matter of spatial and temporal scales: a review of reindeer and caribou response to human activity. Polar Biology 31: 399-407.

Vors, L. S. 2013. Caribou in Canada: Ecology and policy. Thèse de doctorat, University of Alberta, Edmonton, AB.

Vors, L.S., J.A. Schaefer, B.A. Pond, A.R. Rodgers et B.R. Patterson. 2007. Woodland caribou extirpation and anthropogenic landscape disturbance in Ontario. Journal of Wildlife Management 71: 1249-1256.

Vors, L. S. et M. Boyce. 2009. Global decline of caribou and reindeer. Global Change Biology 15: 2626–2633.

Wasel, S., W. Samuel et V. Crichton. 2003. Distribution and ecology of Parelaphostryongylus tenuis (Nematoda), in northcentral North America. Journal of Wildlife Diseases 39:338-346.

Wasser, S.K., J.L. Keim, M.L. Taper et S.R. Lele. 2011. The influences of wolf predation, habitat loss, and human activity on caribou and moose in the Alberta oil sands. Frontiers in Ecology and the Environment.

Watton, D. et F. Dunn 2003. The Ontario Forest Accord: A landmark in forest policy. Proceedings XII World Forestry Congress, Quebec City, QC. http://www.fao.org/docrep/ARTICLE/WFC/XII/0557-C1.HTM [consulté en juin 2014].

Weclaw, P. et R.J. Hudson. 2004. Simulation of conservation and management of Woodland Caribou. Ecological Modelling 157: 75-94.

Wek'èehzìi Renewable Resources Board. 2013. Overview: Boreal caribou habitat use in Wek'èehzìi. http://www.wrrb.ca/sites/default/files/Boreal%20Caribou%20in%20Wekeezhii%20FINAL%20REPORT%203may13_0.pdf [consulté en juillet 2014].

Weir, J., S.P. Mahoney, B. McLaren et S.H. Ferguson. 2007. Effects of mine development on woodland caribou *Rangifer tarandus distribution*. Wildlife Biology 13: 66-74.

Weir, J. N., S. F. Morrison, J. G. Luther et S. P. Mahoney. 2014. Caribou Data Synthesis – Progress Report #2. Status of the Newfoundland population of woodland caribou. Technical Bulletin No. 008, Sustainable Development and Strategic Science, Government of Newfoundland and Labrador, St. John's, NL. 52 p.

Welch, A., M. Samuel et J. Wilke. 1990. *Dermacentor albipictus* (Acari, Ixodidae) on captive reindeer and free-ranging woodland caribou. Journal of Wildlife Diseases 26: 410–411.

Wells, J., J. Jacobs, I. Goudie et J. Feldgajer. 2011. Intact habitat landscapes and woodland caribou on the island of Newfoundland. Canadian Boreal Initiative, Ottawa, Canada.

Wiken, E. B. 1996. Ecozones of Canada. Ottawa, ON, Environment Canada. (Également disponible en français : Wiken, E.B. 1996. Les écozones du Canada. Ottawa (Ontario), Environnement Canada.)

Wild Species. 2010. http://www.wildspecies.ca/ResultSimple.cfm?lang=e [consulté le 8 janvier 2014]. (Également disponible en français : Espèces sauvages. 2010. http://www.especessauvages.ca.)

Wilkerson, C. 2010. Population genetics of woodland caribou (Rangifer tarandus caribou) on the island of Newfoundland. Mémoire de maîtrise, Memorial University of Newfoundland.

Wilkinson, C.J.A. 2010. An analysis of government actions for the protection and recovery of forest-dwelling woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in Ontario, Canada. Rangifer 30: 67-77;

Wilson, K. 2013. Temporal and spatial variation in home range size for two woodland caribou ecotypes in Ontario. Mémoire de maîtrise, Trent University, Peterborough, ON.

Wilson, S.F., C. Pasztor et S. Dickinson. 2010. Projected boreal caribou habitat conditions and range populations for future management options in British Columbia, Prepared for Ministry Energy, Mines and Petroleum Resources, and Ministry of Environment, Prince George, BC. 11 p.

Wittmer, H., A. Sinclair et B. McLellan. 2005. The role of predation in the decline and extirpation of woodland caribou. Oecologia 144:257-267.

Whittington, J. (et 6 coauteurs). 2011. Caribou encounters with wolves increase near roads and trails: a time-to-event approach. Journal of Applied Ecology 48: 1535-1542.

Yannic, G. (et 20 coauteurs). 2013. Genetic diversity in caribou linked to past and future climate change. Nature Climate Change DOI 10.1038/nclimate2074.

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTEURS DU RAPPORT

Serge Couturier a obtenu son baccalauréat en biologie à l'Université du Québec à Rimouski, et sa maîtrise et son doctorat en biologie, à l'Université Laval. Sa thèse de doctorat portait sur l'écologie du caribou de trois écotypes. En 1985, il s'est joint au gouvernement du Québec, tout d'abord à la Direction régionale du Nord-du-Québec, puis à la Société de la faune et des parcs, où ses travaux étaient axés sur la surveillance des populations de caribous. Depuis 2012, il travaille comme expert-conseil dans le cadre projets en lien avec le caribou. M. Couturier est professeur agrégé à l'Université Laval, et il a cosigné de nombreux articles et rapports scientifiques sur le caribou.

Liv S. Vors a obtenu son baccalauréat ès sciences à l'Université de la Saskatchewan et sa maîtrise ès sciences à l'Université Trent. Son mémoire de maîtrise portait sur le lien entre les modifications anthropiques du paysage et l'occupation de l'habitat par le caribou boréal en Ontario. Elle a obtenu un doctorat de l'Université de l'Alberta en 2013, dans le cadre duquel elle a étudié l'écologie des populations de caribous migrateurs et boréaux. Elle a en outre travaillé à titre d'experte-conseil indépendante sur le caribou pour Environnement Canada, le commissaire à l'environnement de l'Ontario, le Collège du Yukon et d'autres institutions.

Issac Hébert a obtenu son baccalauréat en sciences de l'agriculture et de l'environnement à l'Université McGill et sa maîtrise ès sciences à l'Université Concordia. Son mémoire de maîtrise portait sur la structure spatiale et la sélection de l'habitat chez le caribou de Terre-Neuve.

COLLECTIONS EXAMINÉES

Aucune collection n'a été examinée durant la préparation du présent du rapport de situation.

Annexe 1. Calculateur des menaces pour le caribou – population boréale

Espèce	Caribou – population boréale
Date	08/09/2014
Évaluateur(s)	Membres : Dave F. (modérateur), Graham Forbes (coprésident du Sous-comité de spécialistes des mammifères terrestres), Donna Hurlburt (coprésidente du Sous-comité des CTA), Suzanne Carrière (T.N.-O.), Nic Larter (T.N.-O.), Isabelle Gauthier (Qc), Thomas Jung (Yn), Ruben Boles (SCF) Experts externes : Martin-Hughes St-Laurent (membre du Sous-comité de spécialistes des mammifères terrestres), Dave Hervieux (Alb.), Dale Seip (C.-B.), Dennis Brannen (Man.), Maria Arlt (Man.), Joanna Wilson (T.N.-O.), Lisa Worthington (T.N.-O.), Darren Elder (Ontario), Tim Trottier (Sask.), Stephen Virc (SCF), Melissa Vance (SCF), Greg Wilson (SCF), Rich Russell (SCF), Sylvain Giguère (SCF), Isabelle Thibault (Qc), Julien Mainguy (Qc), Melinda Lalonde (Qc), Claude Dussault (Qc)

Guide pour le calcul de l'impact global des menaces :		**Comptes des menaces de niveau 1 selon l'intensité de leur impact**	
Impact des menaces		**Maximum de la plage d'intensité**	**Minimum de la plage d'intensité**
A	Très élevé	0	0
B	Élevé	1	0
C	Moyen	3	2
D	Faible	1	3
Impact global des menaces calculé :		Très élevé	Élevé

	Menace		**Impact (calculé)**	**Portée (10 prochaines années)**	**Gravité (10 ans ou 3 générations)**	**Immédiateté**	**Commentaires**
1	Développement résidentiel et commercial		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (continue)	
1.1	Zones résidentielles et urbaines		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (continue)	Une petite partie de l'aire de répartition serait touchée (à l'échelle nationale); si c'est le cas, l'impact est grave (71-100 %) – le caribou n'est pas présent dans les zones résidentielles et urbaines.
1.2	Zones commerciales et industrielles		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (continue)	Portée : négligeable *Alberta (camps industriels) : toutes les hardes, sauf celles des montagnes, seront touchées. La portée est supérieure à négligeable en Alberta et dans le nord-est de la Colombie-Britannique *Territoires du Nord-Ouest : une zone résidentielle est associée à cette menace, mais elle est prises en compte avec les autres zones résidentielles du point 3.1.
1.3	Zones touristiques et récréatives		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Ontario : on ne prévoit pas d'augmentation au cours des 10 prochaines années (bien que la perturbation sonore puisse être problématique); les sites sont dispersés et étendus sur une vaste zone dans la région nord.
2	Agriculture et aquaculture		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (continue)	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
2.2	Plantations pour la production de bois et de pâte						Ne constitue pas un problème (ferme forestière; pas de foresterie).
2.3	Élevage de bétail		*Négligeable*	*Négligeable* (< 1 %)	*Extrême* (71-100 %)	*Élevée* (continue)	*Alberta : problème grave dans certaines* zones; quelques centaines de kilomètres de terres agricoles situées dans l'aire de répartition du caribou ont récemment été rendues disponibles dans le nord-est de l'Alberta. Colombie-Britannique : peu d'augmentation des activités.
3	Production d'énergie et exploitation minière	C D	Moyen-faible	Grande-restreinte-grande (11-70 %)	Modérée-légère (1-30 %)	Élevée (continue)	
3.1	Forage pétrolier et gazier	C D	Moyen-faible	Grande-restreinte (11-70 %)	Modérée-légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Portée : *Alberta : dans la région sédimentaire ouest (Alberta, Colombie-Britannique, Saskatchewan – sud du Bouclier, Manitoba, Yukon, Territoires du Nord-Ouest), elle serait généralisée (71-100 %). Il ne faudra pas grand-chose pour affecter le caribou, car l'exploitation pétrolière et gazière est déjà importante en Alberta, en Colombie-Britannique, en Saskatchewan et au Manitoba. Gravité : l'aire de répartition varie en fonction des différentes menaces qui y sévissent. *Alberta : on pense que la gravité sera plus que légère à cause de l'aliénation attribuable à l'exploitation pétrolière et gazière; le caribou n'est généralement pas présent à proximité des oléoducs et gazoducs.
3.2	Exploitation de mines et de carrières	D	Faible	Petite (1-10 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (continue)	Portée : le Canada se situe entre « petite » et « négligeable » (la portée est supérieure à 1 % sur le territoire de certaines instances). *Ontario : à peine négligeable à l'heure actuelle, mais la menace augmentera dans les 10 prochaines années. L'Ontario s'est engagé à soutenir l'infrastructure, et l'empreinte sera importante. Québec. : 1-10 % en raison de l'exploitation minière. *Territoires du Nord-Ouest : rien. *Saskatchewan : faible portée; quelques mines existent déjà dans le Bouclier boréal. *Alberta : portée supérieure à 1 %, car elle comprend les sables bitumineux, qui n'étaient pas pris en compte au point 3.1.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
4	Corridors de transport et de service	C	Moyen	Grande (31-70 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	SYNTHÈSE : tout le monde est d'accord pour faire passer la portée à ÉLEVÉE.
4.1	Routes et voies ferrées	C D	Moyen-faible	Grande-restreinte (11-70 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	Portée : *Alberta et Colombie-Britannique : généralisée. *Manitoba : davantage de nouvelles routes du côté est. *Territoires du Nord-Ouest : négligeable dans le nord. *Québec. : grande (31-70 %), mais à la limite inférieure. *Saskatchewan : existence de nombreuses routes et d'autres sont prévues, ce qui aura des répercussions sur un tiers de l'aire de répartition boréale. Gravité : *Serait supérieure à celle du point 3.1 à cause de l'abandon de l'habitat dû aux routes. *Le déplacement augmente les pressions liées à la prédation.
4.2	Lignes de services publics	D	Faible	Restreinte-petite (1-30 %)	Modérée-légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Portée : l'intervalle est donné pour le Canada, mais il n'approche pas 1 %. *Territoires du Nord-Ouest : petite (semblable à celle de l'exploitation de mines). *L'empreinte est faible, mais touche un pourcentage important de caribous. *Québec : petite (1-10 %). *La plupart s'entendent sur le fait que la portée ne sera pas supérieure à 30 %.
5	Utilisation des ressources biologiques	C D	Moyen-faible	Grande-restreinte (11-70 %)	Modérée-légère (1-30 %)	Élevée (continue)	
5.1	Chasse et capture d'animaux terrestres	C D	Moyen-faible	Grande-restreinte (11-70 %)	Modérée-légère (1-30 %)	Élevée (continue)	*Alberta, Manitoba et Saskatchewan : restreinte (11-30 %). *Ontario : inconnue, mais possible. *Québec : la pression due à la récolte par les Premières Nations était associée à certains déclins récents. *Problèmes liés à la chasse pour les 3 troupeaux du Labrador. *La totalité est en péril, mais cela dépend de la taille des populations. Les plus gros troupeaux peuvent subsister malgré la chasse.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
5.2	Cueillette de plantes terrestres	D	Faible	Petite (1-10 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (continue)	Comprend la récolte de mousse de tourbe – industrie qui connaît une croissance rapide. *Alberta : demandes en cours pour plus de 10 %. *Saskatchewan : a également augmenté au cours de la dernière année. Remarque : il faut attendre longtemps avant que l'habitat ne se régénère et, par le fait même, que les caribous ne puissent l'occuper de nouveau.
5.3	Exploitation forestière et récolte du bois	B	Élevé	Grande (31-70 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (continue)	Portée : élevée (plus proche de 30 % que de 70 %). *Alberta et Saskatchewan : généralisée (71-100 %), mais en l'absence de prédation, portée grande acceptable. Dans l'ouest, 40 % de l'aire de répartition est touchée par l'exploitation forestière. *Territoires du Nord-Ouest : 100 %. *Québec : grande (31-70 %). *Ontario : près de la moitié de l'aire de répartition du sud de l'Ontario subit une modification de 10 % des activités forestières. Remarque : la menace serait supérieure si l'on utilisait une période plus longue. Gravité : extrême. *L'impact de l'exploitation forestière est jugé plus important que celui de l'exploitation pétrolière ou gazière, car le caribou peut vivre dans les champs de pétrole (bien que la mortalité soit plus élevée), alors qu'il n'utilise pas les zones ayant récemment fait l'objet de coupes.
6	Intrusions et perturbations humaines		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	
6.1	Activités récréatives		Inconnu	Grande (31-70 %)	Inconnue	Élevée (continue)	*Alberta : certaines activités récréatives (p. ex. réseau de motoneige) facilitent les déplacements des loups. *Territoires du Nord-Ouest : moins importante dans le nord, près de 20 % de l'aire de répartition touchée. *Manitoba et Saskatchewan : là aussi, activités récréatives (p. ex. motoneiges) qui pourraient permettre l'accès à l'habitat du caribou. Gravité : inconnue. *Difficile d'associer des causes au déclin de la population.
6.2	Guerre, troubles civils et exercices militaires		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Inconnue	Élevée (continue)	*Alberta : champs de tir aérien de Cold Lake – survie des faons nulle, ce qui peut être lié aux vols à basse altitude. *Les répercussions semblent mineures au Labrador.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
6.3	Travail et autres activités		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	La menace est présente partout au Canada (c.-à-d. responsables des relevés, vols d'exploration, etc.).
7	Modifications des systèmes naturels	D	Faible	Restreinte-petite (1-30 %)	Modérée-légère (1-30 %)	Élevée (continue)	
7.1	Incendies et suppression des incendies	D	Faible	Restreinte-petite (1-30 %)	Modérée-légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Portée : *Territoires du Nord-Ouest : très grande (environ 71-100 %), mais cette année, la plupart des incendies ont perturbé le caribou de la toundra, mais pas le caribou boréal. *Colombie-Britannique : plus proche de 30-40 % en ce qui concerne l'aire de répartition touchée par les incendies. *Ontario : 30-50 %. Gravité : *1 % des paysages brûle chaque année; s'il y a plus d'incendies que la normale, la portée sera de 11-30 %.
7.2	Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (continue)	*Colombie-Britannique : nul. *Ontario : de nouvelles propositions ont été présentées, mais elles ne débuteront vraisemblablement pas dans les 10 prochaines années. *Saskatchewan : quelques propositions ont été faites également, mais on se pose des questions quant à la gestion de l'eau liée à la récolte de mousse de tourbe. *Un troupeau est touché par des effets cumulatifs, notamment les barrages, au Labrador.
8	Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques	B C	Élevé-moyen	Généralisée (71-100 %)	Élevée-modérée (11-70 %)	Élevée (continue)	
8.1	Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans)	Remarque : le caribou a normalement disparu des zones touchées par le ver des méninges.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
8.2	Espèces indigènes problématiques	B C	Élevé-moyen	Généralisée (71-100 %)	Élevée-modérée (11-70 %)	Élevée (continue)	*Alberta et Colombie-Britannique : 100 %. *Alberta : tous les caribous boréaux des Plaines boréales (au sud du Bouclier) disparaîtront si les taux de mortalité due à la prédation se maintiennent. *Territoires du Nord-Ouest : si l'on inclut la prédation favorisée par les routes et par l'exploitation pétrolière, gazière et forestière, la portée semble être généralisée; elle est d'au moins 70 %. Gravité : un intervalle a été choisi, mais la portée semble plus proche de 30-40 %. *Il existe des estimations des déclins pour les 10 dernières années, mais les données sont brutes et ne sont donc pas fiables. Tout le monde rapporte un déclin, sauf dans les Territoires du Nord-Ouest et certaines parties de la Saskatchewan. Près d'un tiers de la population est en déclin, mais nous ne possédons pas de données antérieures permettant d'effectuer une comparaison.
8.3	Matériel génétique introduit						Ne constitue pas un problème (mais représente une menace pour l'UD 5 – population de Terre-Neuve).
9	Pollution		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Inconnue	Élevée (continue)	La pollution sonore a été prise en compte dans d'autres catégories de menaces. Possible problème lié à la fracturation (nature intensive de son empreinte).
9.2	Effluents industriels et militaires		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Les caribous lèchent les fuites des pipelines.
11	Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents		Inconnu	Petite (1-10 %)	Inconnue	Élevée (continue)	

Menace		Impact (calculé)	Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
11.1	Déplacement et altération de l'habitat	Inconnu	Petite (1-10 %)	Inconnue	Élevée (continue)	EXAMEN PLUS APPROFONDI NÉCESSAIRE *Territoires du Nord-Ouest : cette menace modifiera l'habitat plus vite que les facteurs humains. Il existe une étude à petite échelle qui indique que les forêts se transforment en tourbières ombrotrophes, mais l'étendue de ce phénomène dans d'autres populations nordiques est incertaine. Au cours des 10 dernières années, 10 % de l'habitat a disparu. Le taux de diminution du pergélisol est de 1-5 %/an. *Alberta : les changements climatiques sont un facteur, mais les effets ne se manifesteront pas dans les 10 prochaines années. Source : Forests on thawing permafrost: fragmentation, edge effects, and net forest loss (Baltzer *et al.*, 2013).
11.3	Températures extrêmes	Non calculé (hors de la période d'évaluation)	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Faible (peut-être à long terme, > 10 ans)	*Québec : cette menace posera problème à l'avenir. Remarque : on ne dispose pas de suffisamment de données pour établir la gravité de cette menace.

Annexe 2. Calculateur des menaces pour le caribou – population de la Gaspésie-Atlantique

Espèce	Caribou – population de la Gaspésie-Atlantique
Date	08/09/2014
Évaluateur(s)	Dave Fraser (modérateur), Graham Forbes (coprésident du Sous-comité de spécialistes des mammifères terrestres), Isabelle Gauthier (Québec), Martin St-Laurent (membre du Sous-comité de spécialistes des mammifères terrestres) Québec. : Isabelle Thibault, Julien Mainguy, Melinda Lalonde, Claude Dussault

Guide pour le calcul de l'impact global des menaces :		**Comptes des menaces de niveau 1 selon l'intensité de leur impact**	
Impact des menaces		**Maximum de la plage d'intensité**	**Minimum de la plage d'intensité**
A	Très élevé	3	3
B	Élevé	2	2
C	Moyen	0	0
D	Faible	2	2
Impact global des menaces calculé :		Très élevé	Très élevé

Menace		**Impact (calculé)**		**Portée (10 prochaines années)**	**Gravité (10 ans ou 3 générations)**	**Immédiateté**	**Commentaires**
1	Développement résidentiel et commercial	B	Élevé	Généralisée (71-100 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	
1.2	Zones commerciales et industrielles	D	Faible	Petite (1-10 %)	Élevée (31-70 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans)	Une station de pompage d'eau naturelle devrait être construite et l'autorisation est en cours; elle devrait se trouver à proximité du plus gros troupeau.
1.3	Zones touristiques et récréatives	B	Élevé	Généralisée (71-100 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	Une auberge écotouristique existe déjà au sein du parc national de la Gaspésie; de nouveaux aménagements sont possibles autour du parc au cours des 10 prochaines années. De nouvelles infrastructures seront construites au sein de l'habitat principal des caribous.
3	Production d'énergie et exploitation minière	A	Très élevé	Généralisée (71-100 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (continue)	
3.1	Forage pétrolier et gazier						Ne constitue pas un problème (à ce jour).
3.2	Exploitation de mines et de carrières	C	Moyen	Grande (31-70 %)	Modérée (11-30 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans)	Des demandes d'exploitation sont présentées chaque année, mais rien n'indique qu'une mine sera construite prochainement. La menace et sa cote potentielles sont fondées sur des résultats antérieurs indiquant un abandon rapide par le caribou de la région située à proximité de nouvelles mines construites dans les années 1950.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
3.3	Énergie renouvelable	A	Très élevé	Généralisée (71-100 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (continue)	Quelques éoliennes existent déjà dans la région et 3 nouveaux projets sont en cours d'examen ou d'analyse. Les plans prévoient l'installation des éoliennes à proximité de l'aire de répartition des caribous. Un parc éolien devrait voir le jour dans les 5 prochaines années, ce qui aura des répercussions sur plus de la moitié de la population à cause de la perte de forêts ou d'habitat.
4	Corridors de transport et de service	B	Élevé	Grande (31-70 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	La synthèse globale relative à la menace 4 a été augmentée à ÉLEVÉE.
4.1	Routes et voies ferrées	B	Élevé	Grande (31-70 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	Degré des perturbations cumulatives d'environ 75 % actuellement, selon les méthodes décrites dans Environment Canada (2012).
4.2	Lignes de services publics	D	Faible	Petite (1-10 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	Menace qui existe déjà et qui continuera.
4.4	Corridors aériens						Les vols aux horaires réguliers ne constituent pas un problème. Se reporter au point 6.3 pour en savoir plus sur les menaces liées aux corridors aériens des ministères.
5	Utilisation des ressources biologiques	A	Très élevé	Généralisée (71-100 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (continue)	
5.1	Chasse et capture d'animaux terrestres	D	Faible	Restreinte (11-30 %)	Légère (1-10 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans)	Cette menace est difficile à évaluer, car le braconnage a été et est pratiqué dans la réserve faunique. Une très légère augmentation du braconnage suffirait à poser problème.
5.3	Exploitation forestière et récolte du bois	A	Très élevé	Généralisée (71-100 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (continue)	Jusqu'en 1970, l'exploitation forestière était pratiquée dans le parc et aux alentours, ce qui s'est avéré problématique. Les milieux touchés par ces pratiques d'exploitation forestière passées demeurent non propices. De plus, le parc n'est toujours pas assez grand pour protéger le caribou. Remarque : la prédation n'a pas été prise en compte dans ce calcul.
6	Intrusions et perturbations humaines	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
6.1	Activités récréatives	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	On pratique des activités récréatives (p. ex. randonnée pédestre, motoneige, cyclisme) dans le parc national de la Gaspésie et aux alentours, ce qui constitue une menace, car cela pousse les caribous à se déplacer vers des secteurs où le risque de prédation est plus élevé.
6.2	Guerre, troubles civils et exercices militaires		Négligeable	Petite (1-10 %)	Négligeable (< 1 %)	– Intervalles incertains –	Il n'est pas certain que des exercices militaires aient lieu, mais si c'est le cas, ils ont cours dans l'habitat du caribou.
6.3	Travail et autres activités	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	On utilise des hélicoptères pour effectuer les relevés annuels, mais cela ne touche pas la totalité de la zone. On ne s'attend à aucune répercussion sur la population. Gravité : 1-10 % au maximum.
7	Modifications des systèmes naturels		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Élevée (continue)	
7.1	Incendies et suppression des incendies		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Inconnue	Aucune étude n'a été réalisée.
8	Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques	A	Très élevé	Généralisée (71-100 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (continue)	
8.1	Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Inconnue	On ne dispose à l'heure actuelle d'aucune donnée sur les agents pathogènes, mais des études au sujet des *Neospora* et d'agents d'autres maladies sont en cours.
8.2	Espèces indigènes problématiques	A	Très élevé	Généralisée (71-100 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (continue)	Les ours et les coyotes posent problème.
9	Pollution		Inconnu	Inconnue	Modérée-légère (1-30 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans)	
9.2	Effluents industriels et militaires		Inconnu	Inconnue	Modérée-légère (1-30 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans)	La station de pompage d'eau proposée générera des polluants, mais on manque d'information pour évaluer la menace éventuelle; on propose un intervalle en ce qui concerne la gravité.
9.4	Déchets solides et ordures						L'augmentation de la quantité de déchets laissés par les chasseurs peut entraîner la prédation, mais il ne s'agit pas d'un facteur immédiat. Récemment, on trouve les poubelles des parcs pleines de déchets de chasse (p. ex. têtes, peau, pattes).

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
10	Phénomènes géologiques	D	Faible	Petite (1-10 %)	Élevée (31-70 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans)	
10.3	Avalanches et glissements de terrain	D	Faible	Petite (1-10 %)	Élevée-modérée (11-70 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans)	Des caribous meurent dans les avalanches tous les 2 ans environ, et un pourcentage important de la petite population peut être tuée dans une seule avalanche. Portée : certaines montagnes seulement sont propices aux avalanches.
11	Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents		Inconnu	Grande (31-70 %)	Inconnue	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans)	
11.1	Déplacement et altération de l'habitat		Non calculé (hors de la période d'évaluation)	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Faible (peut-être à long terme, > 10 ans)	
11.3	Températures extrêmes		Inconnu	Grande (31-70 %)	Inconnue	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans)	Menace découlant principalement des tempêtes de verglas de plus en plus fréquentes.

Annexe 3. Calculateur des menaces pour le caribou – population de Terre-Neuve

Espèce	Caribou – population de Terre-Neuve
Date	29/07/2014
Évaluateur(s)	Dave F. (modérateur), Graham Forbes (coprésident du Sous-comité de spécialistes des mammifères terrestres), Shelley Pardy (T.-N.-L.), Donna Hurlburt (coprésidente du Sous-comité des CTA), Ruben Boles (SCF) T.-N.-L. : Isabelle Schmelzer, Kirsten Miller, Rob Otto, Keith Lewis Service canadien de la faune : Krista Baker

Guide pour le calcul de l'impact global des menaces :		**Comptes des menaces de niveau 1 selon l'intensité de leur impact**	
Impact des menaces		**Maximum de la plage d'intensité**	**Minimum de la plage d'intensité**
A	Très élevé	0	0
B	Élevé	0	0
C	Moyen	1	0
D	Faible	3	4
Impact global des menaces calculé :		Élevé	Moyen

Menace		**Impact (calculé)**		**Portée (10 prochaines années)**	**Gravité (10 ans ou 3 générations)**	**Immédiateté**	**Commentaires**
1	Développement résidentiel et commercial		Inconnu	Petite (1-10 %)	Inconnue	Inconnue	
1.1	Zones résidentielles et urbaines		Inconnu	Petite (1-10 %)	Inconnue	Inconnue	Portée : basée sur la construction de chalets ou de bungalows et de nouvelles installations dans les 10 prochaines années. - Jugée faible; 30 % est une portée trop élevée. Gravité : la construction de bungalows a eu des répercussions sur la taille de la population. - Les activités de développement sont moins préoccupantes que la chasse, l'accès par la route ou les intrusions humaines, etc.; ces dernières menaces seront traitées dans les catégories 5 et 6 ci-dessous. - Gravité basée sur le nombre de bungalows et de terres publiques; elle serait faible d'après la superficie du territoire. - Sans preuves réelles ni soutien de la part des spécialistes, la gravité a été jugée INCONNUE d'un commun accord.
1.2	Zones commerciales et industrielles		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Inconnue	INCONNUE; aucune proposition pour T.-N.-L. dans les 10 prochaines années.
1.3	Zones touristiques et récréatives		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Inconnue	INCONNUE; aucune proposition pour T.-N.-L. dans les 10 prochaines années.
2	Agriculture et aquaculture		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
2.1	Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois		Ne constitue pas une menace	Négligeable (< 1 %)	Neutre ou potentiellement positive	Élevée (continue)	Les canneberges ont été exploitées en faible quantité par le passé, mais plus maintenant. Portée : Même si l'exploitation de canneberges est de nouveau proposée, la portée sera de < 1 %. Gravité : incertitude des spécialistes. Elle pourrait être négligeable ou neutre ou potentiellement positive.
2.2	Plantations pour la production de bois et de pâte						Les spécialistes ont décidé de ne rien inscrire. Cette activité ne semble pas appropriée et serait minime en ce qui a trait à la plantation de pins.
2.3	Élevage de bétail		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Aucune nouvelle proposition, mais si l'on établit la menace à partir des activités d'élevage de bétail actuelles, elle est négligeable.
3	Production d'énergie et exploitation minière	D	Faible	Grande (31-70 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	
3.1	Forage pétrolier et gazier		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Faible (possible, > 10 ans)	Portée possiblement « petite» au cours des 10 prochaines années; un moratoire sur la fracturation hydraulique est en vigueur. La portée est petite, mais il est certain qu'elle augmentera; il y aura perte d'habitat, mais elle sera probablement minime.
3.2	Exploitation de mines et de carrières	D	Faible	Grande (31-70 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Cette industrie connaît une croissance rapide à Terre-Neuve-et-Labrador. Gravité : des données indiquent que le caribou évite les zones d'exploitation minière; par conséquent, le déclin de la population est minime. Il pourrait y avoir une perte d'habitat, mais la population peut ne pas être touchée. - Les incertitudes sont nombreuses, mais la gravité semble se situer à la limite inférieure, soit à 1-10 %. - Un grand nombre d'activités d'exploitation de mines et de carrières sont au stade de l'exploration, et nous ne disposons pas de données sur les possibles répercussions. Source : Weir *et al.*, 2007.
3.3	Énergie renouvelable	D	Faible	Petite (1-10 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	Portée : répercussions sur les déplacements, mais à la limite inférieure, soit 1-10 %. - Faible impact sur le faible pourcentage de la population.
4	Corridors de transport et de service		Négligeable	Grande (31-70 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
4.1	Routes et voies ferrées		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Portée : l'accent est placé sur la mortalité routière; au moins 31-70 % des sous-populations sont touchées par la présence des routes. Il existe de nombreux chemins forestiers et routes dans la province, mais il se peut que la menace soit légère ou négligeable, si l'on se fonde uniquement sur la mortalité routière. Gravité : selon les spécialistes, le nombre de caribous heurtés par une voiture ne dépasse pas 300 caribous par année, d'après la population de plus de 30 000 caribous dans la province.
4.2	Lignes de services publics		Négligeable	Grande (31-70 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Portée : traite uniquement des lignes réelles et non de de l'effet de débordement. - Une nouvelle ligne de 700 km² sera construite; cette menace va donc augmenter. Une partie de cette ligne utilise une infrastructure existante. La construction vise une grande partie de la presqu'île et se poursuit vers le centre de l'île. Il s'agit d'une surface importante, mais les caribous de tous les secteurs ne seront pas concernés. - Il existe de nombreuses lignes de transport d'énergie dans l'habitat actuel du caribou. - La nouvelle ligne construite au Labrador était plus de 6 fois plus large, mais nous ne sommes pas certains de la largeur de la nouvelle ligne de Terre-Neuve. Gravité : à établir. - On ne prévoit pas que des caribous seront tués pendant la construction; ils éviteront vraisemblablement la zone. Des mesures d'atténuation sont en vigueur afin d'éviter le dynamitage en présence de caribous. Une fois la ligne construite, les caribous ne semblent pas dérangés. Les principaux problèmes sont la planification (emplacement de la ligne) et la construction.
5	Utilisation des ressources biologiques	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
5.1	Chasse et capture d'animaux terrestres	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Portée : l'ensemble de la population est concernée par la chasse (légale et illégale). - Shelley : la chasse est interdite dans la majeure partie de l'aire de répartition. Il se peut que nous devions conserver le nombre de permis (740 permis/an). - Nous devons examiner le pourcentage de chasse (en excluant la zone dans laquelle la chasse est interdite et le braconnage n'a pas cours). La chasse est très vraisemblablement généralisée. Gravité : déclin assez faible. Un modèle de population produit des prévisions de déclin lié à la chasse et de déclin non lié à la chasse. - Nous devrons revoir les chiffres du modèle afin de mieux comprendre l'intervalle.
5.3	Exploitation forestière et récolte du bois	D	Faible	Grande (31-70 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Portée : quel pourcentage de caribous subirait une pression découlant de l'exploitation forestière ou du système d'exploitation? L'aire de répartition est divisée de manière égale entre les zones boisées et les zones non boisées. Gravité : à quoi correspondrait le déclin sur 3 générations des 10 dernières années? - La réaction comportementale consiste à éviter la zone; les caribous évitent la coupe et peuvent revenir lorsque la forêt repousse. - L'impact actuel est léger; il existait 2 ou 3 grandes usines de pâtes à Terre-Neuve, mais elles ont été fermées ou leur capacité a été réduite. Sources : Chubbs *et al.*, 2007; Schaefer et Mahoney, 2007; Hebert, 2012.
6	Intrusions et perturbations humaines	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
6.1	Activités récréatives	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Portée : à quel pourcentage d'activités humaines (p. ex. véhicule tout-terrain, motoneige) ces caribous doivent-ils faire face? On pense que l'activité est clairement « élevée ». Gros Morne subit une importante circulation de motoneiges. - Impact énergétique : certaines personnes pourchassent les caribous et conduisent les véhicules dans leur direction, mais cela est probablement négligeable en ce qui a trait aux répercussions sur la population. Source : Mahoney *et al.*, 2001.
6.2	Guerre, troubles civils et exercices militaires		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Inconnue	Sans objet ou portée INCONNUE. - Shelley : des exercices militaires peuvent avoir cours sur l'île; 1 à 2 appels de militaires sont reçus chaque année en ce qui concerne des exercices d'entraînement.
6.3	Travail et autres activités		Négligeable	Restreinte (11-30 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Les activités de recherche entrent dans cette catégorie (pose de colliers émetteurs). Des activités de peinture (marquage d'individus) sont prévues (au cours d'une année, on peut marquer 20 à 30 individus), mais on ne sait pas si cela entraîne de la mortalité. Même si 1 ou 2 décès surviennent, cela n'aura pas de répercussion sur le déclin général.
7	Modifications des systèmes naturels		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Inconnue	Élevée (continue)	
7.1	Incendies et suppression des incendies		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Portée : des incendies surviennent chaque année sur l'île, mais leur portée est généralement très faible. - Le nombre de caribous concernés est faible; portée, peut-être localisée sur la presqu'île Avalon seulement; part des caribous touchés présents sur la presqu'île probablement négligeable.
7.2	Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages						Sans objet – aucune nouvelle proposition.
7.3	Autres modifications de l'écosystème						Sans objet : la transformation en pâturage pour les orignaux ne devrait pas avoir de répercussion sur le caribou.
8	Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques	CD	Faible à moyen	Généralisée (71-100 %)	Modérée-légère (1-30 %)	Élevée (continue)	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
8.1	Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes	D	Faible	Généralisée-grande (31-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Ver des méninges : introduit de Norvège par le renne. - Nous ne connaissons pas le taux d'infection, mais la plupart des caribous semblent développer une immunité depuis les années 1990; portée de 31-100 % pour compenser une partie de l'incertitude.
8.2	Espèces indigènes problématiques	CD	Moyen-faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée-légère (1-30 %)	Élevée (continue)	L'augmentation du nombre d'orignaux sera profitable aux coyotes. Gravité : établie à 1-30 %, mais les données seront réévaluées et le groupe sera tenu informé.
8.3	Matériel génétique introduit						Échange génétique faible ou inexistant entre le caribou de Terre-Neuve et le renne norvégien au moment où ce dernier a été introduit à Terre-Neuve au début des années 1900. Source : Wilkerson, 2010.
11	Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents		Inconnu	Grande (31-70 %)	Inconnue	Inconnue	Il faut tenir compte des changements climatiques, mais aucune donnée n'indique de quelle manière les caribous réagissent. La phénologie des plantes peut avoir des répercussions sur la mise bas et l'alimentation, mais à un degré inconnu. On a remarqué des gelées dans la partie sud de l'aire de répartition.
11.1	Déplacement et altération de l'habitat		Inconnu	Grande (31-70 %)	Inconnue	Inconnue	Pourrait poser problème.
11.3	Tempêtes et inondations		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Inconnue	Pourrait poser problème.